

Université du Québec

Mémoire présenté à:
Université du Québec à Trois-Rivières

comme exigence partielle
de la maîtrise en Sciences de l'Environnement

par
Louis Tessier

Etude *in vitro* de la performance du gastéropode de faible longévité
Viviparus georgianus (Lea) à titre de bioindicateur de la pollution
par le cadmium et le mercure

Août 1993

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

J'aimerais offrir mes remerciements les plus sincères au docteur Guy Vaillancourt, directeur de ce projet, pour son soutien, sa patience et son dévouement assidu tout au long de ce projet de recherche. Des remerciements particuliers sont adressés au docteur LeRoy Pazdernik, co-directeur de cette étude, pour l'énergie investie au niveau des analyses chimiques ainsi que pour ses encouragements forts appréciés.

J'exprime aussi mes remerciements les plus distingués aux personnes qui m'ont aidé à réaliser cette étude.

À Messieurs Jean-Louis Benoit, Louis Lamontagne et Raymond Thibodeau, ainsi qu'à Mme Diane Bégin, pour l'aide technique qu'ils ont bien voulu m'apporter en laboratoire.

À Monsieur François Delorme pour son aide technique sur le terrain.

Au docteur Antoine Aubin, pour ses judicieux conseils concernant l'analyse statistique.

Enfin, je ne sais comment remercier mes parents, Nicole et Jean-Claude, pour leur compréhension et leur soutien moral durant ses deux années de maîtrise.

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire de maîtrise a été rédigé sous forme d'articles scientifiques (règlement 16,4 des études avancées de l'UQTR), en suivant les directives aux auteurs du journal "Environmental Pollution" édition 1993. La liste des tableaux et figures n'est pas présente dans ce manuscrit. Constitué essentiellement de trois articles soumis pour publication dans trois revues spécialisées en écotoxicologie, le mémoire comporte aussi, une introduction et une conclusion générale. La forme suivante a été adoptée pour la rédaction de chaque article:

- Titre
- Résumé
- Introduction
- Matériel et méthodes
- Résultats
- Discussion
- Références

TABLE DES MATIERES

	Page
REMERCIEMENTS	i
AVANT-PROPOS	ii
TABLE DES MATIERES	iii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
ARTICLES:	
I. Etude comparative de la cinétique du cadmium et du mercure entre le gastéropode de faible longévité <i>Viviparus georgianus</i> (Lea) et le pélécy-pode <i>Elliptio complanata</i> (Lightfoot), en situation contrôlée.	4
II. Utilisation de l'équation d'Arrhénius pour évaluer l'effet de la température sur l'accumulation du cadmium et du mercure dans des mollusques d'eau douce.	34
III. Etude sur l'accumulation du cadmium et du mercure dans des mollusques d'eau douce en fonction de l'âge, la concentration et le temps d'exposition.	62
CONCLUSION GÉNÉRALE	80

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds est devenue une préoccupation environnementale importante depuis la révolution industrielle. Cette pollution considérable a fait l'objet de recherches toxicologiques intensives depuis les dernières décennies. Non seulement les métaux peuvent être toxiques envers la faune aquatique, mais ceux-ci peuvent être accumulés dans les organismes et ultérieurement se propager dans la chaîne alimentaire.

Diverses méthodes ont été retenues pour quantifier les apports de contaminants dans le biotope d'eau douce. L'utilisation des mollusques à titre d'indicateurs biologiques de la pollution par les métaux lourds s'est avérée une méthode efficace pour protéger la santé humaine et les ressources aquatiques. Les mollusques, organismes sédentaires et peu mobiles, sont sujets à subir l'agression toxique des polluants. De plus, en raison de leur propriété à concentrer de nombreux composés chimiques (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides...), ils renseignent sur la qualité du milieu dans lequel ils vivent. Enfin, l'information fournie par ces organismes est aussi plus pertinente du point de vue toxicologique que celle fournie par l'eau où les sédiments puisqu'elle rend compte de la disponibilité biologique des substances toxiques.

Depuis les quinze dernières années, le choix d'un organisme consommateur primaire (filtreur) tel que la moule a été jugé préférable à tout autre bioindicateur. Les moules en raison de leur physiologie et leur position trophique, reflètent par leur teneur en polluants non seulement les concentrations de ces substances à l'état dissous mais encore leur richesse dans les particules en suspension qu'ils utilisent comme nourriture. Néanmoins, certains facteurs biotiques dont l'âge et la taille, peuvent influencer les processus de bioaccumulation. Caractérisés par une grande longévité, les Unionidae subissent des variations de taille importantes au cours de leur vie et la teneur en substances métalliques toxiques s'en retrouve sensiblement affectée. Durant son long cycle vital, la moule est exposée aux différentes variations quantitatives des métaux dans la fraction aqueuse et sédimentaire.

Ces facteurs biotiques indiquent qu'il est préférable de travailler avec des espèces de faible longévité. Les gastéropodes semblent un

choix tout indiqué à cause de leur temps de vie très court. Chez ce groupe, les variations de taille sont beaucoup moins importantes. Caractérisés par une faible longévité, ils sont exposés à des variations plus modestes de la concentration en métaux lourds dans le milieu ambiant. De plus les gastéropodes sont très sensibles aux polluants et les effets toxiques peuvent être déterminés très rapidement. Parce que les individus possèdent une taille relativement faible, les systèmes de contamination pour les expériences de laboratoire sont généralement petits et peu coûteux. Le choix d'un traceur indiquant le degré de pollution métallique, avec un intervalle de confiance respectable, repose sur une série de critères rigoureux: l'organisme sentinelle doit accumuler le contaminant en question, l'espèce doit être représentative de la zone d'étude, la longévité des individus devrait être convenable pour permettre l'échantillonnage de plusieurs classes d'âge, les spécimens doivent être assez volumineux pour procurer suffisamment de tissus pour les analyses chimiques et les individus devraient bioaccumuler raisonnablement le contaminant permettant des mesures directes sans pré-concentration.

Le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) semble remplir toutes ces conditions. Cette espèce est un prosobranché d'eau douce dont la longévité est de trois à quatre ans. Il est largement distribué dans le bassin de drainage des Grands Lacs jusqu'aux limites de l'Océan Atlantique. La hauteur de la coquille peut varier entre quatre et trente millimètres (zéro à quatre ans), ce qui est suffisamment volumineux pour les analyses chimiques.

Pour évaluer le potentiel du gastéropode *Viviparus georgianus* à titre d'indicateur biologique des teneurs en cadmium et en mercure dans l'environnement aquatique, nous avons comparé au cours de cette étude la capacité de bioaccumulation de celui-ci avec un bioindicateur reconnu. La moule *Elliptio complanata* (Lightfoot) a été largement étudiée pour ses qualités à concentrer des métaux tels que le cadmium et le mercure à des niveaux relativement élevés. Cette espèce semble la meilleure pour comparer les performances bioindicatrices du gastéropode. Le choix des substances métalliques s'appuie sur une

littérature abondante qui indiquent que ces métaux sont les plus toxiques dans les écosystèmes.

L'objectif principal du présent projet de recherche est d'évaluer la performance du gastéropode d'eau douce de faible longévité *Viviparus georgianus* à titre de biomonitor de la pollution par le cadmium et le mercure, et ce, en comparaison avec le pélecypode d'eau douce *Elliptio complanata* (Lightfoot). À notre connaissance, aucune étude substantielle n'a été réalisée sur la comparaison des qualités d'indicateur biologique entre les gastéropodes de faible longévité et les pélecypodes d'eau douce. Aucun rapprochement exhaustif entre les deux groupes n'a été développé et étudié. Toutefois, pour apprécier la qualité d'une espèce à titre de bioindicateur, une connaissance de la cinétique des métaux étudiés est requise. Le premier article consacré à cette étude porte sur l'évaluation des constantes d'accumulation et d'élimination des métaux analysés, entre les deux espèces, en fonction de différentes classes d'âge. Ces paramètres cinétiques sont déterminés à partir d'un modèle à deux compartiments. Dans le second article, nous avons évalué l'effet de la température sur l'absorption du cadmium et du mercure dans les organismes étudiés. L'utilisation de l'équation d'Arrhénius nous permet d'interpréter les résultats d'un point de vue cinétique pour différentes classes d'âge. Finalement, le troisième article est axé sur l'utilisation de la régression multiple pour établir des modèles prédictifs de la teneur en cadmium et mercure dans les mollusques étudiés en fonction de la concentration aqueuse, l'âge et le temps d'exposition.

Etude comparative de la cinétique du cadmium et du mercure entre le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécyopode *Elliptio complanata* (Lightfoot), en situation contrôlée.

RÉSUMÉ

Nous avons comparé, en laboratoire, la cinétique d'accumulation et d'élimination du cadmium et du mercure entre le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécyopode *Elliptio complanata* (Lightfoot) en fonction de différentes classes d'âge. Les observations préliminaires des données (concentration en métaux vs le temps d'exposition) ont démontré que l'absorption du Cd et du Hg semble suivre un patron biphasique, où un état d'équilibre est atteint après les 16 premiers jours d'exposition puis l'accumulation augmente encore jusqu'à la fin de la période d'exposition. L'élimination des métaux est aussi caractérisée par un patron biphasique. Une excrétion rapide les 4 premiers jours et une élimination plus lente le reste de la période d'élimination. Un modèle à deux compartiments a été utilisé pour évaluer les paramètres cinétiques suivants: (1) la constante du taux d'élimination, (2) la constante du taux d'accumulation, (3) le facteur de bioconcentration théorique à l'état d'équilibre et (4) la demi-vie biologique des métaux étudiés.

INTRODUCTION

Les mollusques sont considérés d'excellents bioindicateurs de métaux lourds, et leurs propriétés à bioconcentrer les polluants à des concentrations qui dépassent largement ceux du milieu dans lequel ils vivent ont été grandement étudiés (Greville et Morgan, 1989).

Les pélécyopodes, en raison de leur physiologie et leur position trophique, ont fait l'objet d'une abondante recherche *in vitro* sur leur capacité d'accumuler les métaux lourds (Smith *et al.*, 1975; Fowler et Benayoun, 1976; Graney *et al.*, 1983; Riisgard *et al.*, 1985; Belanger *et*

al., 1986; Hemelraad *et al.*, 1986; Robinson et Ryan, 1986; King et Davies, 1987; Holwerda *et al.*, 1988; Jenner *et al.*, 1991).

Peu d'études toutefois ont traité de l'importance des gastéropodes de faible longévité à bioconcentrer les métaux lourds biodisponibles du milieu aquatique (Pip, 1992). A cause de leur relation étroite avec le substrat et l'eau, ceux-ci peuvent fournir des informations pertinentes sur les teneurs en métaux dans la fraction sédimentaire et aqueuse.

Pour évaluer la qualité d'une espèce à titre de bioindicateur des substances métalliques, une connaissance de l'accumulation et de l'élimination des métaux est requise (Marigomez et Ireland, 1989).

A l'examen de la littérature, les données sur la comparaison de la cinétique des métaux lourds entre les gastéropodes et les pélécyodes sont peu nombreuses. Considérant leurs différences physiologiques, il devient intéressant d'étudier les processus d'accumulation et d'élimination des métaux chez ces deux groupes.

L'objectif de cette présente recherche est de comparer, en laboratoire, la cinétique du cadmium et du mercure (niveau d'accumulation et d'élimination) entre le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécyode *Elliptio complanata* (Lightfoot) en fonction de l'âge des individus. L'utilisation d'un modèle à deux compartiments nous a permis d'évaluer les différents paramètres cinétiques suivants: (1) la constante du taux d'élimination; (2) la constante du taux d'accumulation; (3) le facteur de bioconcentration théorique (FBC) à l'état d'équilibre et (4) la demi-vie biologique des métaux étudiés.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Lieu de récolte:

Les mollusques ont été prélevés dans le haut estuaire inférieur du fleuve Saint-Laurent, près de la municipalité de Deschambault (Québec, Canada), en zone littorale (Long. 71°59'05"; Lat. 46°37'28") durant l'été de 1991. Sitôt prélevés, les mollusques étaient transférés et acclimatés à la température du laboratoire (16-18°C) dans un bassin d'élevage aéré

pour une période variant de 2 à 5 semaines avec une photopériode correspondant à 16h de lumière et 8h d'obscurité.

Détermination des classes d'âge:

Avant de soumettre les mollusques aux différentes phases d'expérimentation, ceux-ci ont été regroupés en classes d'âge. Chez *E. complanata*, l'âge des individus a été déterminé à partir des anneaux de croissance que l'on retrouve sur la coquille (Nalepa et Gauvin, 1988). Le modèle de croissance de von Bertalanffy a été utilisé pour évaluer la courbe de croissance d'*E. complanata* (McCuaig et Green, 1983; Bailey et Green, 1988). A partir de cette courbe, trois classes d'âge ont été définies. Elles correspondent à des individus de petite (0-74 mm de longueur; 0-7 ans), moyenne (74-86 mm; 7-14 ans) et grande taille (86-98 mm; 14-20 ans). L'âge des spécimens chez le Viviparidae a été évalué à partir de la hauteur des individus (Van Der Spoel, 1958; Browne, 1978). Trois classes d'âge ont ainsi été définies, correspondant à des individus de 1 an (12-17 mm de hauteur), 2 ans (17-21 mm) et 3 ans (21-30 mm).

Nourriture et substances chimiques utilisées:

Le pélécyopode a été alimenté avec une culture d'algue cultivée en laboratoire. Essentiellement constituée de *Ceratium articulatum* et *Diatoma sp.*, cette culture a été fertilisée avec 2 ppm d'une solution de nitrate de sodium (NaNO_3) et de 4 ppm de phosphate de potassium (K_2PHO_4) telle que suggéré par Foe et Knight (1985), et exposée à la lumière de façon constante. Pour sa part, le gastéropode a été nourri avec des épinards bouillis.

La présence de nourriture pouvant induire une augmentation du taux de filtration et par le fait même une élévation du taux d'absorption des métaux (Graney *et al.*, 1984; Hemelraad *et al.*, 1986), il est important de contrôler le support nutritionnel pour chaque aquarium. La détermination de la quantité d'aliment a été évaluée selon la concentration en chlorophylle a et b par spectrophotométrie. La concentration moyenne de chlorophylle a et b par aquarium était

respectivement de 40 ppb et 20 ppb. Les mollusques étaient nourris seulement deux fois par semaine durant les expérimentations afin de réduire le plus efficacement possible l'augmentation de l'activité de filtration.

Les solutions utilisées pour la contamination de l'eau sont des standards certifiés (Fischer Co.) de chlorure de cadmium (CdCl_2) et le nitrate de mercure ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$).

Évaluation de la capacité d'accumulation des métaux:

Les moules (60 individus par classe d'âge) étaient placées séparément dans des aquariums de 80 L contenant de l'eau préalablement déchlorée. Les pélécytopodes étaient ensuite exposés à deux concentrations différentes en Cd et Hg soit 10 et 50 ppb. Avant le début des tests, les aquariums ont été exposés aux concentrations d'exposition afin de saturer les surfaces et ainsi réduire les phénomènes d'adsorption sur les parois durant les expériences (Thain, 1984). Un nombre équivalent de moules était déposé dans un aquarium non contaminé pour agir à titre de témoin. Les pélécytopodes ont eu 24h d'acclimatation à leur nouveau milieu avant le début des tests d'exposition.

Trois individus de chaque classe d'âge étaient retirés aux intervalles suivants; 0, 1, 2, 4, 8, 16, 32 et 60 jours. Les pélécytopodes ainsi recueillis étaient transférés 24h dans une eau propre déchlorée pour permettre d'épurer leur intestin et ainsi éviter que le contenu intestinal ne contribue pas à l'évaluation de la concentration en métaux lourds (Graney *et al.*, 1984). Après cette manipulation, la chair était retirée de la coquille et congelée à -20°C pour fin d'analyse.

L'eau était changée méticuleusement aux deux jours afin de retirer les restes de nourritures, les fèces et pseudofèces et ajustée à la concentration nominale d'exposition. La concentration en Cd et en Hg était mesurée immédiatement avant le nettoyage des aquariums et 24h après. Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, oxygène dissous, potentiel d'oxydo-réduction, conductivité) ont été mesurés une fois la semaine à l'aide d'un hydrolab Surveyor II (modèle SVR2) et l'alcalinité avec une trousse de Hach.

Le gastéropode *V. georgianus* a été soumis au même protocole expérimental sauf en ce qui concerne le nombre d'individus à analyser. Les jeunes spécimens (classe d'âge 1) ont été analysés en groupe homogène (3 individus) afin d'obtenir suffisamment de tissus pour les analyses chimiques (Newman et McIntosh, 1983). Le poids sec moyen a été calculé pour chaque groupe homogène en divisant le poids total de l'échantillon par le nombre de gastéropode.

Évaluation de la capacité d'élimination des métaux:

Après la phase d'exposition de 60 jours, les individus encore présents ont été transférés dans des aquariums contenant de l'eau propre non contaminée, maintenus à la température du laboratoire. La méthode retenue est la même que celle utilisée pour les tests d'exposition. La phase d'élimination a duré 60 jours et les intervalles de retrait étaient les mêmes que pour la phase d'exposition.

Réplicats:

Pour vérifier la reproductibilité des résultats, quatre réplicats, sélectionnés de façon aléatoire, ont été réalisés sur l'ensemble des expérimentations.

Analyse des métaux lourds:

Les analyses de cadmium et de mercure ont été effectuées sur la chair des individus. Cette fraction a été séchée à 105°C pendant 12h (Newman et McIntosh, 1983) et digérée immédiatement par attaque à l'acide nitrique HNO₃-71% et à l'acide perchlorique HClO₄-70% (Breitmayer *et al.*, 1980; Breitmayer et Zsurger, 1983) et chauffée à 95°C pendant 2-3 heures selon la masse de l'échantillon. Les métaux ont été dosés en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique Varian AA-1275 (équipé d'un correcteur de bruit de fond au deutérium) avec flamme pour le Cd et à vapeur froide pour le Hg (APHA, 1989). La méthode des ajouts dosés a été appliquée pour éviter les effets de matrice (calibration). Des échantillons du mélange d'acide et des

différents réactifs utilisés (blanc) ont été dosés fréquemment pour s'assurer du contrôle de la qualité des analyses. Environ 15% de réplicats ont été réalisés pour vérifier l'exactitude des résultats. Les limites de détections étaient de $0,6 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et de $2,0 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Hg (poids sec). Tout le matériel utilisé a été rincé pendant 24h avec une solution d'acide nitrique (HNO_3 , 1N) et ensuite rincé 5 fois avec de l'eau déionisée.

Modèle utilisé et analyses statistiques:

Dans la présente étude, la cinétique d'accumulation et d'élimination du Cd et du Hg a été décrite par un modèle à deux compartiments (Moriarty, 1983). L'organisme est considéré comme une structure composée de deux compartiments: (1) compartiment à cinétique rapide et (2) un compartiment à cinétique lente (van Straalen et van Meerendonk, 1987). L'accumulation des métaux présents dans l'eau peut être décrite selon l'expression suivante (Filov *et al.*, 1973; Bertram et Brooks, 1986; van Hattum *et al.*, 1989):

$$C_t = \frac{K_1 \cdot C_w}{K_2} [1 - \exp(-K_2 \cdot t)] \quad (1)$$

l'état d'équilibre étant:

$$C_{ss} = \frac{K_1 \cdot C_w}{K_2} \quad (2)$$

l'équation (1) devient:

$$C_t = C_{ss} [1 - \exp(-K_2 \cdot t)] \quad (3)$$

l'élimination des métaux peut être modélisée selon l'expression:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-K_2 \cdot t) \quad (4)$$

où:

C_t =concentration dans le mollusque ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) au temps t

C_{ss} =concentration dans le mollusque à l'état d'équilibre ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec)

C_w =concentration dans l'eau ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$)

C_o =concentration dans le mollusque au début des tests d'élimination ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec)

K_1 =constante du taux d'accumulation à partir de l'eau (jour^{-1})

K_2 =constante du taux d'élimination (jour^{-1})

L'équation (3) a été ajustée, pour chaque classe d'âge, sur les données d'accumulation caractérisées par une cinétique rapide (atteinte rapide d'un état d'équilibre), puis après avoir retiré cette portion de données, sur l'ensemble des valeurs d'absorption représentant une cinétique plus lente des métaux étudiés. (van Straalen et van Meerendonk, 1987). La même procédure a été appliquée sur les données d'élimination, en utilisant l'équation (4). La régression non-linéaire évaluée selon la méthode itérative des moindres carrés a été utilisée pour estimer les deux paramètres cinétiques des équations (3) et (4). Tel que suggéré par van Hattum *et al.* (1989), le niveau de signification des régressions a été déterminé par un test de F (ANOVA). Les valeurs de K_2 estimées à partir des équations (3) et (4) ont été comparées par l'utilisation d'un test de t. Après cette procédure de validation, on assume que les constantes du taux d'élimination, pour chaque métal, sont équivalentes entre les deux concentrations d'exposition (van Hattum *et al.*, 1989) et entre les différentes classes d'âge. Après avoir testé l'égalité des valeurs de K_2 pour chaque métal (test de t), l'ensemble des données d'accumulation, exprimé sous forme C_t/C_{ss} , a été ajusté en une seule courbe. Ainsi, une valeur combinée de la constante d'élimination a été estimée pour chaque métal et chaque mollusque. L'utilisation de cette valeur combinée et celle de la concentration d'exposition (C_w), permet ainsi d'estimer la constante du taux d'absorption (K_1) en ajustant l'équation (1) à l'ensemble des

données tel que décrit précédemment. Cette procédure a été répétée pour chaque classe d'âge et chaque concentration d'exposition.

Le facteur de bioconcentration théorique (FBC) des métaux provenant de la fraction aqueuse, à l'état d'équilibre, a été évalué en fonction des valeurs de K1 et K2 (Walker, 1987; van Hattum *et al.*, 1989) selon l'expression suivante:

$$FBC = \frac{K1}{K2} \quad (5)$$

La demi-vie biologique (T1/2) a été estimée à partir de la relation $T1/2 = \ln 2 / K2$ (van Staalén et van Meerendonk, 1987). Les analyses statistiques reposent sur l'analyse de variance, le test de comparaison multiple de Scheffé et le test de t.

RÉSULTATS

Les valeurs moyennes et l'écart-type (Sx) des paramètres physico-chimiques mesurés pour les 120 jours d'expérimentation sont présentés au Tableau 1. La physico-chimie de l'eau utilisée pour les différents tests s'apparente à celle du témoin. Les concentrations en Cd et Hg mesurées quotidiennement dans l'eau des aquariums durant la phase d'accumulation apparaissent au Tableau 2. Ces concentrations sont demeurées relativement stables au cours de l'expérimentation (ANOVA; $p > 0,05$). Le rapport poids sec/ longueur ou hauteur des individus n'a pas diminué pendant les 120 jours d'expérimentation (ANOVA; $p > 0,05$). Ces résultats indiquent qu'il n'y a pas eu de perte importante de poids durant les expérimentations, conséquence d'une diète d'algues et d'épinards bien équilibrée.

Les concentrations de Cd et de Hg dans les mollusques étudiés sont statistiquement similaires (ANOVA; $p > 0,05$) entre les réplicats cités au Tableau 2.

TABLEAU 1
Physico-chimie de l'eau mesurée durant les 120 jours
d'expérimentation

Paramètre	Moyenne \pm écart-type*
Température (°C)	17,9 \pm 0,87
pH	6,8 \pm 0,13
Alcalinité (mg•L ⁻¹ CaCO ₃)	53,5 \pm 3,5
Conductivité (μS•cm ⁻¹)	107,6 \pm 17,1
Potentiel Redox (volts)	0,359 \pm 0,015
Oxygène dissous (mg•L ⁻¹)	8,6 \pm 0,40
Oxygène dissous (%)	94,5 \pm 5,9

* Basé sur 16 mesures.

TABLEAU 2
Concentration métallique de l'eau mesurée dans
les différents aquariums durant la phase
d'accumulation

Test d'exposition	Espèce	Concentration aqueuse ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) **
10 ppb Cd	<i>V. georgianus</i>	$9,7 \pm 0,2$
*10 ppb Cd	"	$10,3 \pm 0,1$
50 ppb Cd	"	$48,2 \pm 0,6$
10 ppb Hg	"	$9,9 \pm 0,2$
50 ppb Hg	"	$50,2 \pm 0,7$
*50 ppb Hg	"	$47,7 \pm 0,8$
10 ppb Cd	<i>E. complanata</i>	$10,0 \pm 0,2$
50 ppb Cd	"	$49,2 \pm 0,6$
*50 ppb Cd	"	$50,4 \pm 0,6$
10 ppb Hg	"	$9,9 \pm 0,3$
*10 ppb Hg	"	$9,9 \pm 0,2$
50 ppb Hg	"	$49,5 \pm 0,6$
Témoin Cd	<i>V. georgianus</i>	$0,6 <$
Témoin Hg	"	$2,0 <$
Témoin Cd	<i>E. complanata</i>	$0,6 <$
Témoin Hg	"	$2,0 <$

*: Réplicat

**: Moyenne \pm écart-type (basé sur 60 échantillons)

Paramètres cinétiques estimés pour un modèle à deux compartiments:

Les taux d'accumulation du Cd et du Hg durant les 60 jours d'exposition chez *V. georgianus* et *E. complanata* sont respectivement illustrés à la Figure 1 et 2. En examinant les patrons d'accumulation des deux mollusques étudiés, on observe que l'absorption de Cd et du Hg s'effectue en deux phases. Quand l'accumulation est significative, un état d'équilibre semble être atteint après 16 jours, puis l'absorption augmente à nouveau le reste de la période d'exposition. L'élimination du Cd et du Hg par le gastéropode et le pélécyopode est illustrée respectivement à la Figure 3 et 4.

La dépuration, lorsqu'elle est significative, semble aussi suivre un patron biphasique; une élimination rapide durant les 4 premiers jours, puis une excrétion plus lente le reste de la période d'élimination. Ce modèle biphasique observé au niveau de l'accumulation et de l'élimination des métaux suggère la présence de deux compartiments chez les deux espèces à l'étude.

Dans le premier compartiment, les valeurs de la constante du taux d'épuration estimées à partir des données d'accumulation et d'élimination sont présentées aux Tableaux 3 et 4. Pour le gastéropode (Tableau 3), ces valeurs sont statistiquement identiques (test de t; $p > 0,05$), mise à part trois classes d'âge exposées à 10 et 50 ppb de Hg, où la constante d'élimination n'est pas significative (ANOVA; $p > 0,05$). Aucune différence significative n'a été décelée entre les deux valeurs de K_2 (test de t; $p > 0,05$) chez le pélécyopode (Tableau 4). Toutefois, on note que dans trois classes d'âge exposées à 10 et 50 ppb de Cd et dans une classe d'âge exposée à 50 ppb de Hg, la constante du taux d'excrétion n'est pas significative (ANOVA; $p > 0,05$).

Dans le second compartiment (Tableaux 5 et 6), l'ensemble des constantes d'élimination évalué à partir des données d'accumulation et d'élimination des métaux étudiés sont statistiquement similaires (test de t; $p > 0,05$). Chez le gastéropode, la constante estimée en fonction des données d'élimination n'est pas significative pour les spécimens de classe d'âge 3 exposés à 50 ppb de Hg. Le même phénomène est observé chez le pélécyopode où dans 8 classes d'âge sur 12 la valeur de

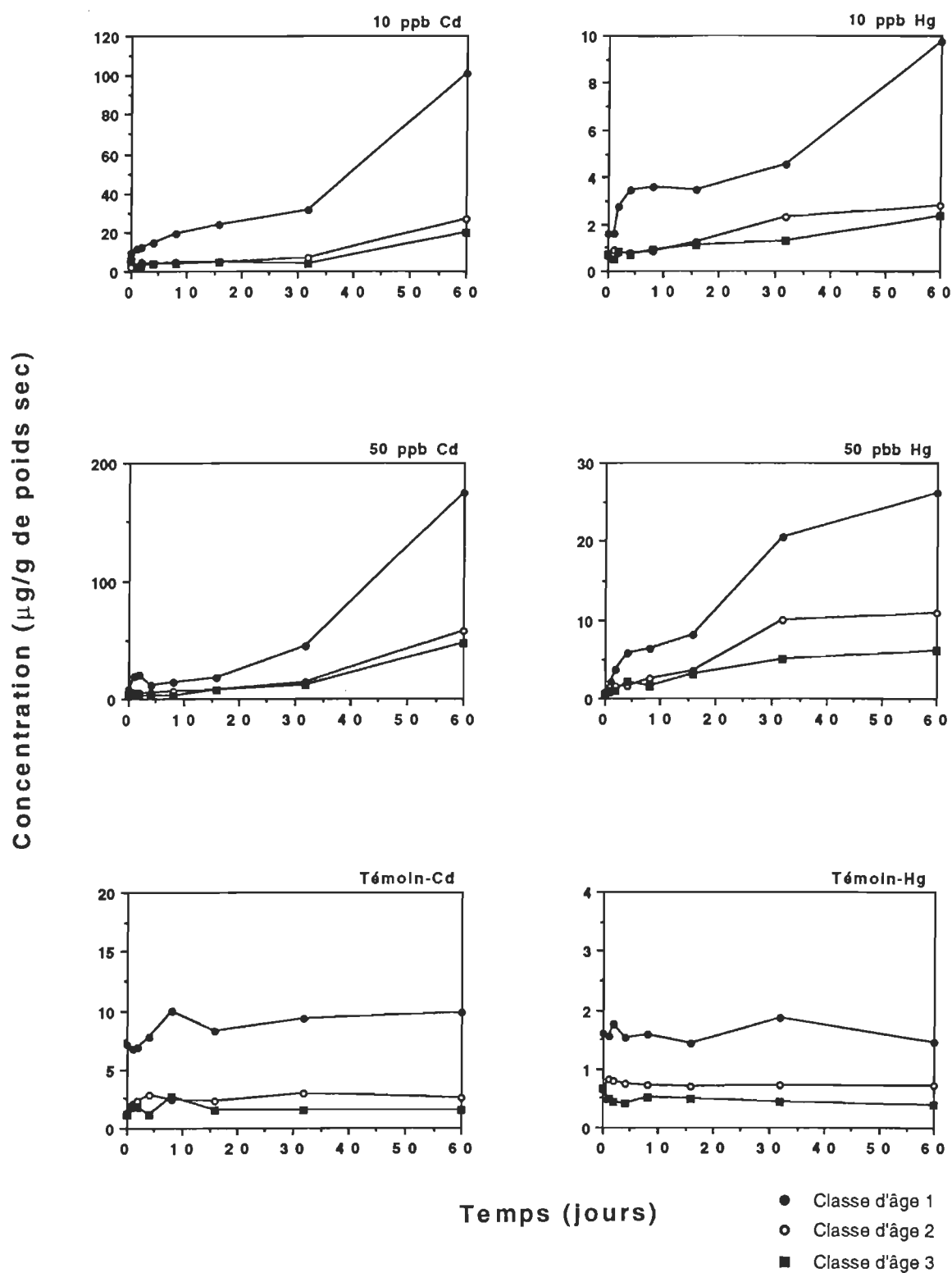


Figure 1. Patron d'accumulation du Cd et du Hg par le gastéropode *V. georgianus* pour différentes classes d'âge exposées à la concentration nominale de 10 et 50 ppb. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

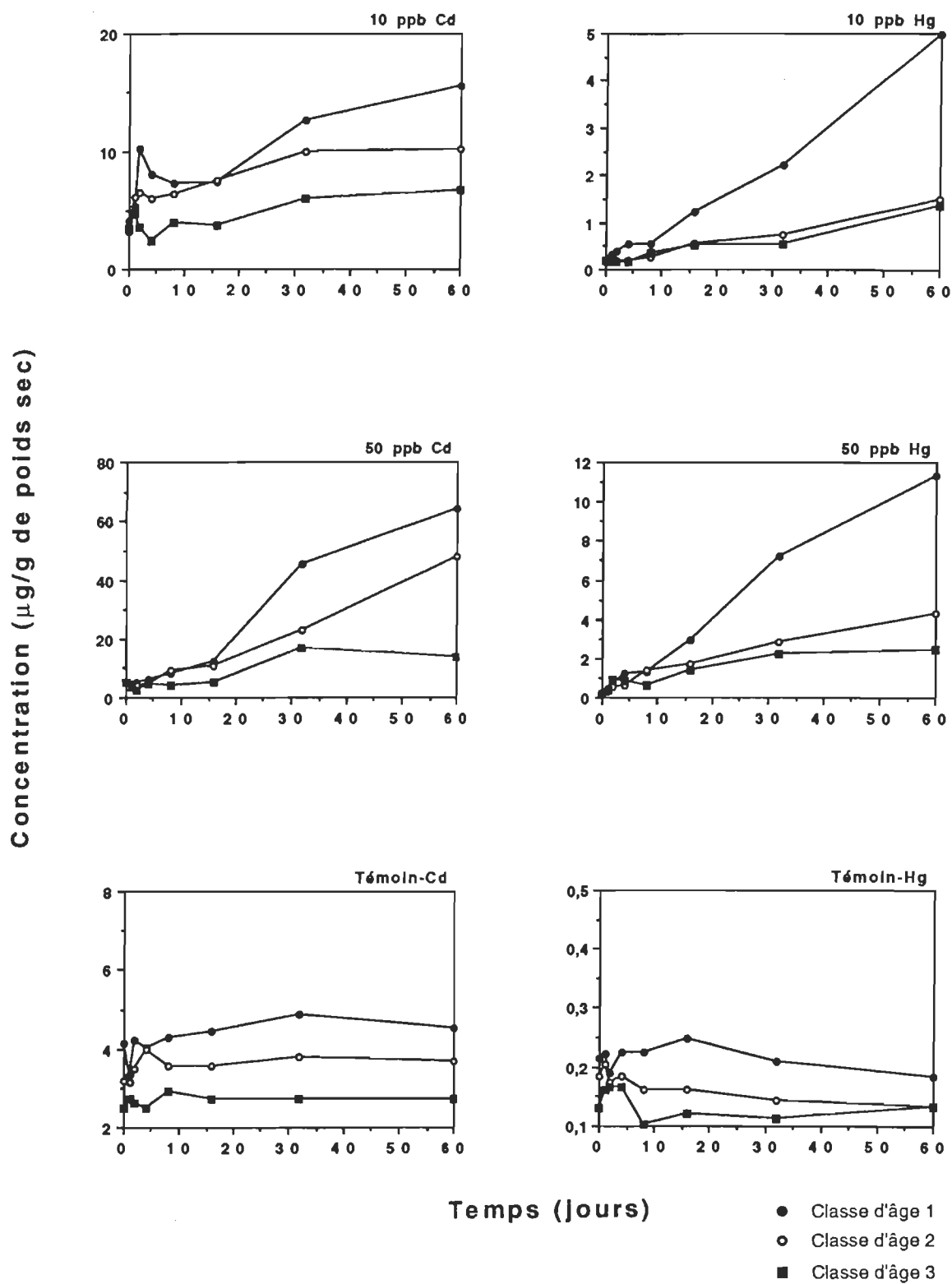


Figure 2. Patron d'accumulation du Cd et du Hg par le pélécyopode *E. complanata* pour différentes classes d'âge exposées à la concentration nominale de 10 et 50 ppb. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

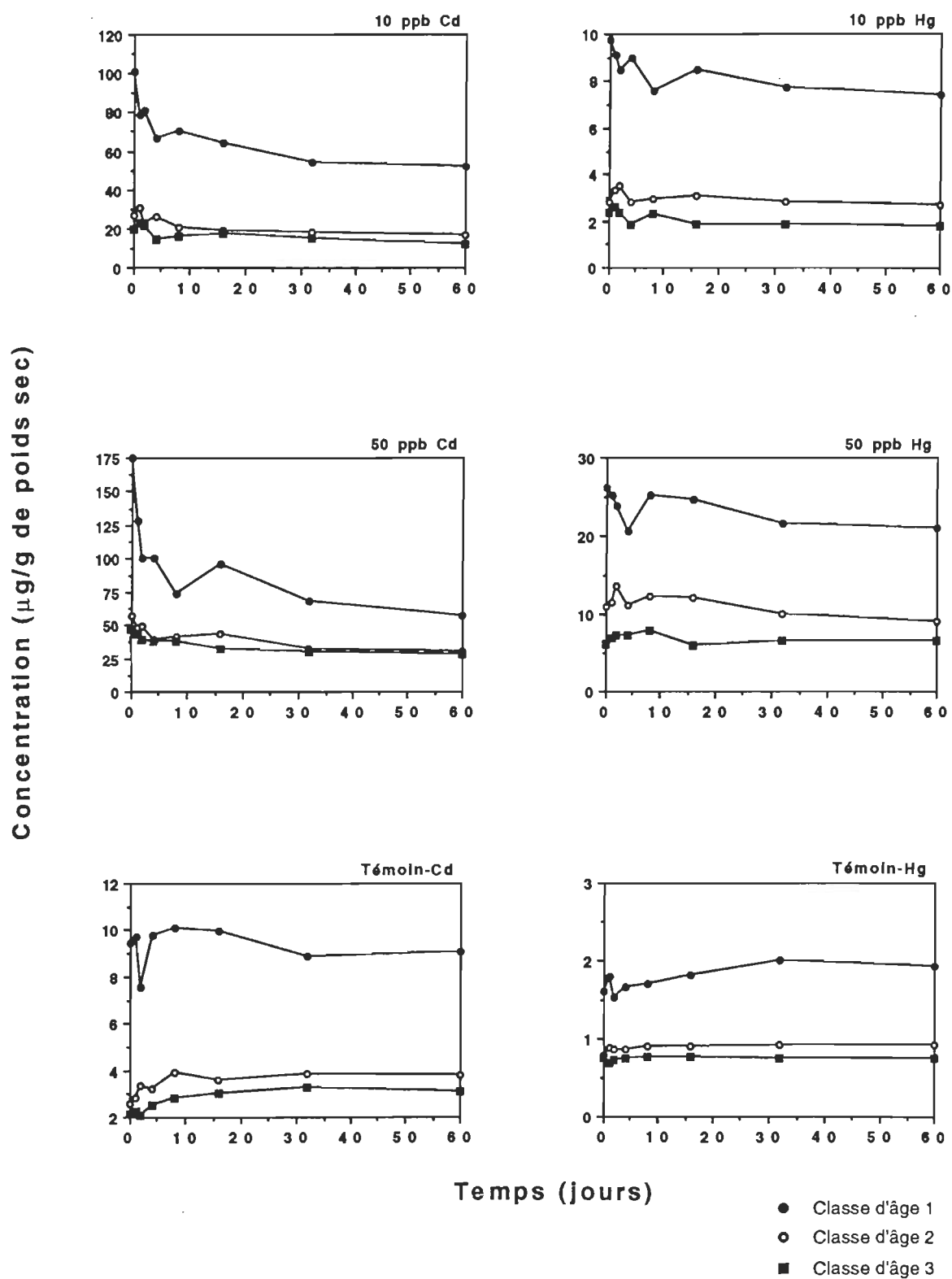


Figure 3. Patron d'élimination du Cd et du Hg par le gastéropode *V. georgianus* pour différentes classes d'âge exposées à la concentration nominale de 10 et 50 ppb. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

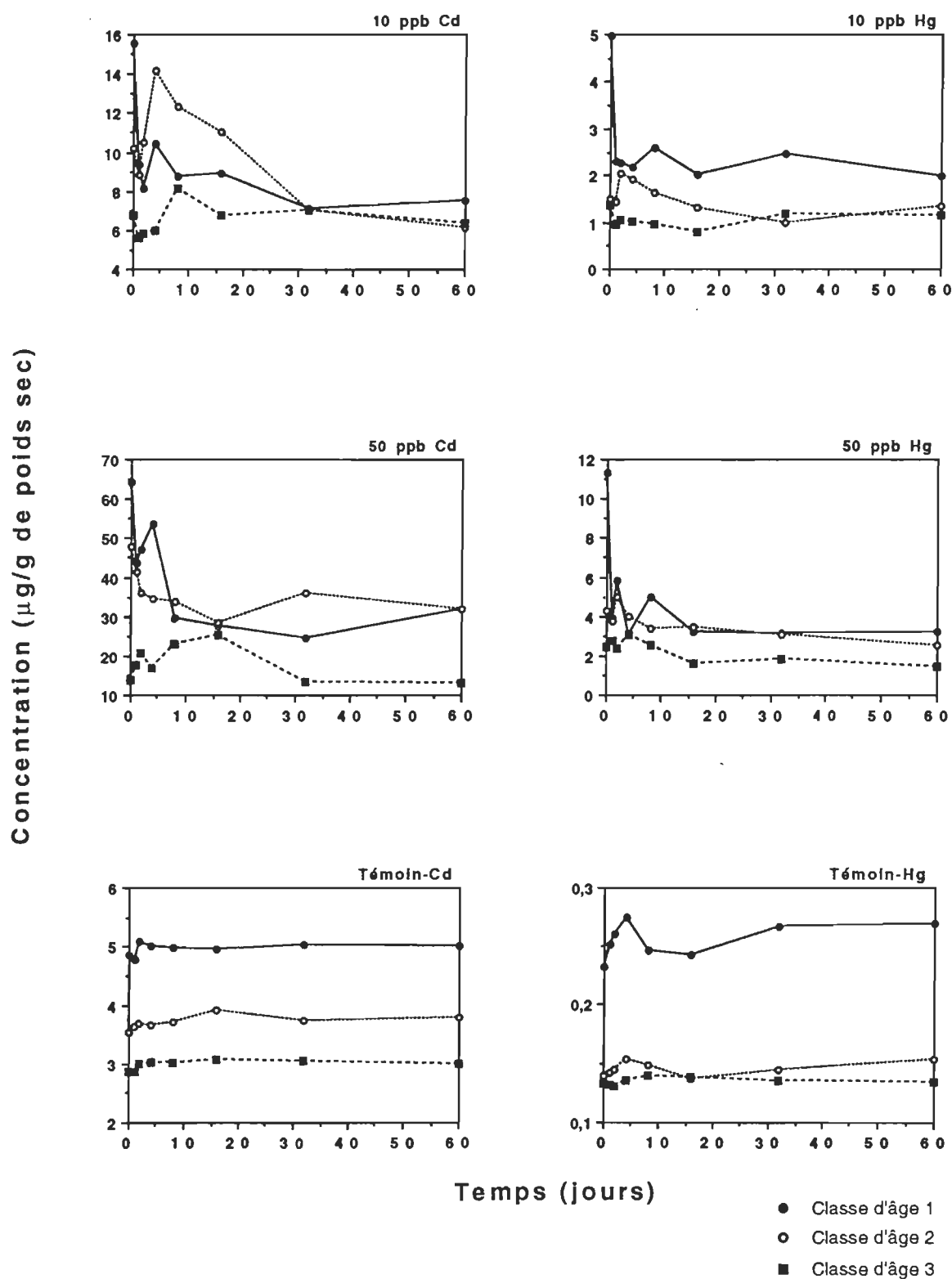


Figure 4. Patron d'élimination du Cd et du Hg par le pélécyopode *E. complanata* pour différentes classes d'âge exposées à la concentration nominale de 10 et 50 ppb. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

TABEAU 3
 Résultats des constantes d'élimination (K2) estimées pour le premier compartiment du
 gastéropode *V. georgianus* en fonction des données sur l'absorption et l'excrétion des
 métaux

Test d'exposition	Classe d'âge	K ₂ ±Sx (Absorption)	R ²	F	p	K ₂ ±Sx (Excrétion)	R ²	F	p
10 ppb Cd	1	0,214±0,076	0,67	7,21	<0,05	0,086±0,014	0,83	22,87	<0,05
	2	0,065±0,037	0,55	7,18	<0,05	0,042±0,025	0,52	4,05	<0,05
	3	0,045±0,034	0,80	16,11	<0,05	0,049±0,01	0,55	4,69	<0,05
50 ppb Cd	1	0,038±0,007	0,80	4,54	<0,05	0,122±0,02	0,80	7,86	<0,05
	2	0,149±0,079	0,67	18,62	<0,05	0,061±0,011	0,63	4,78	<0,05
	3	0,076±0,054	0,83	212,88	<0,05	0,032±0,007	0,66	5,01	<0,05
10 ppb Hg	1	0,575±0,296	0,64	4,05	<0,05	0,028±0,004	0,77	6,06	<0,05
	2	NS	---	0,47	>0,05	NS	---	0,334	>0,05
	3	0,283±0,139	0,78	11,53	<0,05	0,070±0,017	0,62	4,61	<0,05
50 ppb Hg	1	0,318±0,079	0,96	6,54	<0,05	0,055±0,003	0,97	8,28	<0,05
	2	NS	---	1,06	>0,05	NS	---	0,282	>0,05
	3	NS	---	0,94	>0,05	NS	---	0,269	>0,05

Sx: Ecart-type

NS: Accumulation ou élimination non significative

TABEAU 4

Résultats des constantes d'élimination (K2) estimées pour le premier compartiment du pélécy-pode *E. complanata* en fonction des données sur l'absorption et l'excrétion des métaux

Test d'exposition	Classe d'âge	K ₂ ±Sx (Absorption)	R ²	F	p	K ₂ ±Sx (Excrétion)	R ²	F	p
10 ppb Cd	1	0,244±0,065	0,63	6,28	<0,05	0,362±0,097	0,93	8,19	<0,05
	2	NS	---	3,00	>0,05	NS	---	0,61	>0,05
	3	NS	---	2,08	>0,05	NS	---	0,49	>0,05
50 ppb Cd	1	0,006±0,004	0,96	4,28	<0,05	0,069±0,018	0,60	4,44	<0,05
	2	0,002±0,001	0,98	9,39	<0,05	0,029±0,006	0,72	6,19	<0,05
	3	NS	---	1,18	>0,05	NS	---	1,78	>0,05
10 ppb Hg	1	0,116±0,022	0,77	50,01	<0,05	0,277±0,080	0,64	4,034	<0,05
	2	0,017±0,006	0,94	90,36	<0,05	0,024±0,004	0,96	12,18	<0,05
	3	0,107±0,011	0,95	4,08	<0,05	0,020±0,007	0,64	4,00	<0,05
50 ppb Hg	1	0,411±0,007	0,92	8,10	<0,05	0,119±0,097	0,59	3,82	<0,05
	2	0,141±0,021	0,95	4,91	<0,05	0,024±0,006	0,64	4,11	<0,05
	3	NS	---	1,21	>0,05	NS	---	0,59	>0,05

Sx: Ecart-type

NS: Accumulation ou élimination non significative

TABLEAU 5
 Résultats des constantes d'élimination (K2) estimées pour le second compartiment du
 gastéropode *V. georgianus* en fonction des données sur l'absorption et l'excrétion des
 métaux

Test d'exposition	Classe d'âge	K ₂ ±Sx (Absorption)	R ²	F	p	K ₂ ±Sx (Excrétion)	R ²	F	p
10 ppb Cd	1	0,002±0,001	0,81	517,24	<0,05	0,007±0,001	0,84	10,09	<0,05
	2	0,002±0,001	0,76	38,24	<0,05	0,004±0,0001	0,90	6,72	<0,05
	3	0,001±0,001	0,70	245,71	<0,05	0,009±0,0001	0,98	5,93	<0,05
50 ppb Cd	1	0,001±0,0001	0,77	19,14	<0,05	0,012±0,002	0,89	6,01	<0,05
	2	0,002±0,002	0,76	381,65	<0,05	0,009±0,002	0,78	5,88	<0,05
	3	0,002±0,001	0,74	77,44	<0,05	0,003±0,0001	0,81	5,73	<0,05
10 ppb Hg	1	0,001±0,001	0,97	14,33	<0,05	0,002±0,001	0,72	4,06	<0,05
	2	0,001±0,0001	0,71	10,19	<0,05	0,002±0,001	0,75	5,40	<0,05
	3	0,001±0,0001	0,99	46,19	<0,05	0,004±0,001	0,58	3,99	<0,05
50 ppb Hg	1	0,005±0,002	0,87	23,36	<0,05	0,005±0,001	0,70	4,53	<0,05
	2	0,006±0,002	0,90	7,06	<0,05	0,007±0,001	0,92	8,25	<0,05
	3	0,007±0,002	0,77	19,45	<0,05	NS	---	0,16	>0,05

Sx: Ecart-type

NS: Accumulation ou élimination non significative

TABLEAU 6
 Résultats des constantes d'élimination (K2) estimées pour le second compartiment du
 pélécy-pode *E. complanata* en fonction des données sur l'absorption et l'excrétion des
 métaux

Test d'exposition	Classe d'âge	K ₂ ±Sx (Absorption)	R ²	F	p	K ₂ ±Sx (Excrétion)	R ²	F	p
10 ppb Cd	1	0,018±0,006	0,86	9,32	<0,05	0,05±0,001	0,71	5,44	<0,05
	2	0,150±0,042	0,57	4,55	<0,05	0,018±0,002	0,93	13,38	<0,05
	3	0,063±0,021	0,86	10,43	<0,05	NS	---	0,72	>0,05
50 ppb Cd	1	0,003±0,001	0,91	10,37	<0,05	NS	---	0,327	>0,05
	2	0,001±0,0001	0,98	9,91	<0,05	NS	---	0,537	>0,05
	3	0,008±0,004	0,72	6,69	<0,05	NS	---	0,682	>0,05
10 ppb Hg	1	0,003±0,001	0,91	4,06	<0,05	NS	---	0,16	>0,05
	2	0,001±0,001	0,79	23,54	<0,05	NS	---	0,78	>0,05
	3	0,006±0,002	0,82	18,92	<0,05	NS	---	0,24	>0,05
50 ppb Hg	1	0,003±0,0001	0,98	4,98	<0,05	NS	---	0,576	>0,05
	2	0,001±0,0001	0,89	6,94	<0,05	0,008±0,0001	0,99	5,09	<0,05
	3	0,037±0,009	0,95	4,61	<0,05	0,007±0,003	0,70	7,66	<0,05

Sx: Ecart-type

NS: Accumulation ou élimination non significative

K2 n'est pas significative (Tableau 6). Cependant, la valeur de ces constantes étant généralement très faible ($\leq 0,010 \text{ jour}^{-1}$), on peut assumer que les valeurs de K2 évaluées à partir des données d'accumulation peuvent être utilisées pour les analyses subséquentes.

La comparaison des valeurs de K2 entre les deux concentrations d'exposition et entre les classes d'âge (excluant les constantes qui ne sont pas significatives) a démontré que les constantes du taux d'élimination de chaque métal étudié sont statistiquement semblables (test de t; $p > 0,05$). Les résultats des valeurs combinées de K2, basées uniquement sur les données d'absorption, ainsi que les autres paramètres cinétiques sont présentés aux Tableaux 7 et 8.

La valeur combinée de la constante d'élimination du Cd chez *V. georgianus* ($0,084 \text{ jour}^{-1}$) dans le premier compartiment (Tableau 7) est inférieure à celle du Hg ($0,208 \text{ jour}^{-1}$). Ces valeurs correspondent à un demi-vie biologique de 8,25 jours pour le Cd et de 3,33 jours pour le Hg.

Dans le second compartiment, (Tableau 7), la constante d'excrétion du Cd et du Hg est sensiblement la même (Cd- $0,005 \text{ jour}^{-1}$; Hg- $0,004 \text{ jour}^{-1}$). La demi-vie biologique correspondante est de 138,6 jours pour le Cd et 173,3 jours pour le Hg. Les deux métaux étudiés semblent résider pendant une courte période de temps dans le premier compartiment du gastéropode par rapport au second. Chez *E. complanata* la valeur de K2 estimée pour le Cd dans le premier compartiment (Tableau 8) est relativement analogue à celle du gastéropode ($0,081 \text{ jour}^{-1}$), toutefois pour le Hg, cette valeur est inférieure chez le pélécy-pode ($0,116 \text{ jour}^{-1}$). La demi-vie biologique sera donc de 8,6 jours pour le Cd et 6,0 jours pour le Hg. Dans le second compartiment (Tableau 8), les moules démontrent une constante d'élimination plus élevée pour le Cd ($0,010 \text{ jour}^{-1}$) que pour le Hg ($0,004 \text{ jour}^{-1}$). Ces valeurs correspondent à une demi-vie biologique de 69,3 jours pour le Cd et de 173,3 jours pour le Hg.

Les constantes du taux d'accumulation du Cd et du Hg (K1) évaluées pour les deux mollusques étudiés (Tableau 7 et 8) diminuent en fonction des classes d'âge, indépendamment de la concentration d'exposition. Cependant, cette valeur est plus élevée pour les spécimens exposés à 10 ppb que ceux exposés à 50 ppb. Les mêmes observations

TABLEAU 7

Résultats des constantes d'élimination combinées (K₂) et d'autres paramètres cinétiques du gastéropode *V. georgianus* estimés selon un modèle de bioaccumulation à deux compartiments

Compartiment	Classe d'âge	Test d'exposition	K ₂ ±Sx ^a	Demi-vie biologique (jour)	K ₁ ±Sx	FBC
1	1	10 ppb Cd	0,084±0,032	8,25	299,4±21,4	3564,6
		50 ppb Cd			66,3±7,7	789,3
	2	10 ppb Cd		3,33	66,7±6,8	794,0
		50 ppb Cd			23,6±1,7	281,3
	3	10 ppb Cd			50,5±10,4	601,1
		50 ppb Cd			17,0±1,3	202,3
	1	10 ppb Hg			94,8±6,7	455,9
		50 ppb Hg			36,1±1,2	173,1
2	2	10 ppb Hg	0,208±0,043	3,33	NS	NS
		50 ppb Hg			13,9±1,0	66,7
	3	10 ppb Hg			26,0±2,2	125,0
		50 ppb Hg			NS	NS
	1	10 ppb Cd			172,8±16,9	34550,8
		50 ppb Cd			56,0±4,0	11192,0
	2	10 ppb Cd			44,0±5,5	8789,0
		50 ppb Cd			19,0±2,4	3789,0
	3	10 ppb Cd			31,5±5,0	6289,0
		50 ppb Cd			15,4±2,1	3086,0
	1	10 ppb Hg	0,004±0,001	173,3	17,4±1,1	4345,8
		50 ppb Hg			10,7±0,6	2685,5
	2	10 ppb Hg			6,1±0,4	1513,8
		50 ppb Hg			4,5±0,4	1123,0
	3	10 ppb Hg			4,2±0,4	1048,0
		50 ppb Hg			2,5±0,2	634,8

K₁ : Constante du taux d'absorption (jour⁻¹)

K₂ : Constante du taux d'élimination (jour⁻¹)

Sx : Ecart-type

FBC : Facteur de bioconcentration théorique à l'état d'équilibre

a : Valeur de K₂ combinée pour toutes les classes d'âge et les concentrations d'exposition (excepté lorsque l'élimination n'est pas significative)

NS : L'accumulation et l'élimination ne sont pas significatives

TABLEAU 8

Résultats des constantes d'élimination combinées (K_2) et d'autres paramètres cinétiques du pélécy-pode *E. complanata* estimés selon un modèle de bioaccumulation à deux compartiments

Compartiment	Classe d'âge	Test d'exposition	$K_2 \pm S_x^a$	Demi-vie biologique (jour)	$K_1 \pm S_x$	FBC
1	1	10 ppb Cd	$0,081 \pm 0,015$	8,6	$122,9 \pm 23,7$	1517,9
		50 ppb Cd			$29,5 \pm 2,8$	364,2
	2	10 ppb Cd			NS	NS
		50 ppb Cd			$27,2 \pm 2,5$	335,2
	3	10 ppb Cd			NS	NS
		50 ppb Cd			NS	NS
	1	10 ppb Hg			$15,4 \pm 1,0$	133,0
		50 ppb Hg			$6,1 \pm 0,4$	52,2
		50 ppb Hg			$7,6 \pm 0,6$	65,7
2	2	10 ppb Hg		6,0	$4,9 \pm 0,2$	42,9
		50 ppb Hg			$1,4 \pm 0,08$	11,8
		50 ppb Hg			NS	NS
	3	10 ppb Hg			$15,4 \pm 1,0$	133,0
		50 ppb Hg			$6,1 \pm 0,4$	52,2
		50 ppb Hg			$7,6 \pm 0,6$	65,7
	1	10 ppb Hg			$4,9 \pm 0,2$	42,9
		50 ppb Hg			$1,4 \pm 0,08$	11,8
		50 ppb Hg			NS	NS
	2	10 ppb Hg	$0,010 \pm 0,003$	19,8	$62,8 \pm 0,7$	6279,0
		50 ppb Cd			$45,9 \pm 3,6$	4590,0
		50 ppb Cd			$47,3 \pm 4,1$	4727,0
	3	10 ppb Cd			$30,7 \pm 2,9$	3066,0
		50 ppb Cd			$28,7 \pm 0,8$	2870,0
		50 ppb Cd			$12,7 \pm 1,2$	1270,0
	1	10 ppb Cd			$8,8 \pm 0,4$	2197,3
		50 ppb Cd			$4,5 \pm 0,1$	1123,0
		50 ppb Cd			$2,5 \pm 0,1$	634,8
	2	10 ppb Cd			$1,8 \pm 0,06$	439,5
		50 ppb Cd			$2,0 \pm 0,2$	500,0
		50 ppb Cd			$1,0 \pm 0,1$	244,3

K_1 : Constante du taux d'absorption (jour^{-1})

K_2 : Constante du taux d'élimination (jour^{-1})

S_x : Ecart-type

FBC : Facteur de bioconcentration théorique à l'état d'équilibre

a : Valeur de K_2 combinée pour toutes les classes d'âge et les concentrations d'exposition (excepté lorsque l'élimination n'est pas significative)

NS : L'accumulation et l'élimination ne sont pas significatives

sont aussi évidentes pour le facteur de bioconcentration. En examinant attentivement le FBC, on remarque que le Cd est plus concentré dans les deux compartiments des mollusques étudiés que le Hg. De plus, les deux métaux sont beaucoup plus concentrés dans le gastéropode que dans le pélécy-pode, peu importe l'âge. Toutefois, en comparant le FBC des deux compartiments, on constate que le Cd et le Hg sont bioconcentrés de façon plus marquée dans le second compartiment, et ce, pour les deux espèces.

DISCUSSION

Le modèle à deux compartiments utilisé dans cette étude s'est avéré très efficace pour décrire les paramètres de la cinétique du cadmium et du mercure entre le gastéropode *V. georgianus* et le pélécy-pode *E. complanata*. Pour chaque compartiment, la bioaccumulation des deux métaux est, de façon générale, liée à l'âge des mollusques étudiés; les juvéniles ayant un taux d'accumulation plus rapide que les individus matures. Le métabolisme élevé, qui caractérise les jeunes organismes, induit une accumulation beaucoup plus accentuée des métaux lourds que les individus plus âgés (Foster et Bates, 1978; Cossa, 1989; Holwerda *et al.*, 1989; Riisgard et Hansen, 1990). La constante du taux d'élimination (K_2) étant similaire entre les classes d'âge, les différences observées au niveau du facteur de bioconcentration (à l'état d'équilibre) sont plutôt expliquées par la divergence des constantes du taux d'absorption des métaux (K_1) entre les classes d'âge. Il en ressort que l'âge des mollusques n'est pas un facteur déterminant en ce qui concerne l'excrétion du cadmium et du mercure. Comme le mentionne Cossa (1989), l'élimination des métaux serait plutôt influencée par des facteurs nutritionnels que par l'âge des spécimens.

Dans les deux compartiments, le gastéropode est caractérisé par des teneurs en cadmium et mercure beaucoup plus élevées que le pélécy-pode. Pour le cadmium, les demi-vie biologiques dans le premier compartiment des deux espèces sont pratiquement identiques, ainsi la différence observée entre ces deux groupes pourrait être expliquée par la

constante du taux d'accumulation plus élevée chez le gastéropode. Dans le cas du mercure, même si la demi-vie biologique est plus faible chez le prosobranch, celui-ci exhibe une constante d'absorption assez grande pour promouvoir un FBC plus considérable que celui observé chez les moules. Dans le second compartiment, le cadmium est éliminé plus rapidement par le pélécyopode et démontre un taux d'absorption plus faible que le gastéropode. Le taux d'excrétion du mercure est semblable entre les deux espèces, mais ce dernier est accumulé plus rapidement par le prosobranch. Cette différence entre les deux espèces s'appuie sur le rapport surface/volume des individus (Newman et McIntosh, 1983). Le gastéropode possède un rapport plus élevé que le pélécyopode, et les petits mollusques tendent généralement à exhiber des concentrations plus élevées de polluants principalement à cause de leur grande activité métabolique (Muncaster *et al.*, 1990).

À des concentrations élevées en cadmium et mercure, l'activité de filtration des mollusques diminue fortement (Balogh et Salanki, 1984). En effet, la moule a la possibilité de fermer ses valves et ainsi diminuer le taux de filtration en présence des métaux lourds (Belanger *et al.*, 1986). Le gastéropode *V. georgianus* peut par ailleurs réduire l'absorption des substances toxiques en utilisant son opercule pour contrer l'entrée d'eau (Arthur et Leonard, 1970). Cette réduction de l'activité de filtration, exprimée par le facteur de bioconcentration, a aussi été observée. Le facteur de bioconcentration plus élevé chez les mollusques exposés à 10 ppb de cadmium et de mercure suggère que les organismes exposés à 50 ppb seraient plus stressés à la présence de métaux par rapport à une exposition à 10 ppb, diminuant ainsi l'effort de filtration. Ce phénomène pourrait expliquer la valeur plus faible de la constante du taux d'accumulation chez les individus exposés à 50 ppb comparativement à 10 ppb.

Au cours de notre étude, nous avons noté qu'après 60 jours d'exposition les deux compartiments des mollusques étudiés bioaccumulent davantage le cadmium que le mercure. Pour le cadmium, la combinaison d'un taux d'accumulation plus élevé couplé avec un niveau d'élimination relativement faible, dans le premier compartiment des deux mollusques, pourrait expliquer cette différence. Dans le cas du mercure, le gastéropode et le pélécyopode démontrent un potentiel

d'absorption plutôt faible, l'élimination de ce métal étant plus rapide. Cependant, dans le second compartiment, le gastéropode présente une constante d'excrétion similaire pour le cadmium et le mercure. La différence peut seulement être attribuée à la valeur de la constante d'accumulation qui est plus élevée pour le cadmium. La même observation peut être attribuée au pélécy-pode, même si le taux d'élimination du cadmium est plus grand que celui du mercure. Le processus d'absorption des contaminants peut se produire soit au niveau des branchies ou dans le tractus digestif (van Hattum *et al.*, 1989). Le cadmium et le mercure étant seulement présents dans la fraction aqueuse, les branchies ont été probablement la principale voie d'absorption des métaux.

Le premier compartiment est caractérisé par une cinétique rapide des métaux, où le cadmium et le mercure sont accumulés et éliminés rapidement. Cette division représente probablement la portion de métaux qui n'est pas réellement incorporée dans les tissus (Bertram et Brooks, 1986; van Straalen et van Meerendonk, 1987; Holwerda *et al.*, 1988). Ainsi, la majorité des cations Cd^{2+} et Hg^{2+} non complexée sera éliminée plus rapidement. De façon spécifique, ce compartiment semble refléter le système de transport des métaux (hémolymphe). Le second compartiment est exprimé par une cinétique plus lente des métaux étudiés, alors que l'absorption et l'excrétion du cadmium et du mercure sont plus faibles. Ce dernier semble représenter la fraction des métaux qui est liée de façon réversible (Holwerda *et al.*, 1988). Le taux d'excrétion étant dépendant du métabolisme cellulaire (Bertram et Brooks, 1986), celui-ci sera possiblement plus lent. Ce compartiment caractériserait le système de stockage des métaux (foie, hépatopancréas, reins) et reflèterait la fraction de métaux qui est accumulée durant la vie entière du mollusque. Consécutivement, le facteur de bioconcentration (à l'état d'équilibre) de ce compartiment sera directement plus élevé. L'interprétation du modèle à deux compartiments suppose que la santé des organismes était relativement bonne au cours des 120 jours d'expérimentation.

RÉFÉRENCES

- American Public Health Association (APHA) (1989). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 19^e Edition, APHA, Washington, D.C.
- Arnon, D.I. (1949). Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiol*, **24**, 1-45.
- Arthur, J.W. et Leonard, E.N. (1970). Effects of copper on *Gammarus pseudolimnaeus*, *Physa integra*, and *Campeloma decisum* in soft water. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **27**, 1277-1283.
- Bailey, R. C. et Green, R.H. (1988). Within-basin variation in the shell morphology and growth rate of a freshwater mussel. *Can. J. Zool.*, **66**, 1704-1708.
- Balogh, K.V. et Salanki, J. (1984). The dynamics of mercury and cadmium uptake into different organs of *Anodonta cygnea* L. *Water Res.*, **18(11)**, 1381-1387.
- Belanger, S.E., Farris, J.L., Cherry, D.S. et Cairn Jr, J. (1986). Growth of asiatic clams (*Corbicula* sp.) during and after long-term zinc exposure in field-located and laboratory artificial stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **15(4)**, 427-434.
- Bertram, P.E. et Brooks, A.S. (1986). Kinetics of accumulation of selenium from food and water by fathead minnows. *Water Res.*, **20(7)**, 877-884.
- Breittmayer, J.P., Guido, R. et Tuncer, S. (1980). Effet du cadmium sur la toxicité du mercure vis-à-vis de la moule *Mytilus edulis* L. *Chemosphere*, **9**, 725-728.

- Breittmayer, J.P. et Zsurger, N.V. (1983). Accumulation du mercure dans les organes de la moule: effets de la dose contaminante et de la taille des organismes. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **70-71**, 87-97.
- Browne, R.A. (1978). Growth, mortality, fecundity and productivity of four lake populations of the prosobranch snail, *Viviparus georgianus*. *Ecology*, **59(4)**, 742-750.
- Cossa, D. (1989). A review of the use of *Mytilus spp.* as a quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanol. Acta.*, **12(4)**, 417-432.
- Filov, V.A., Golubev, A.A., Liublina, E.I. et Tolokontsev, N.A. (1973). *Quantitative Toxicology-Selected Topics*. John Wiley & Sons, Inc. New-York. 462 pp.
- Foe, C. et Knight, A. (1985). The effect of phytoplankton and suspended sediment on the growth of *Corbicula fluminea* (Bivalvia). *Hydrobiologia*, **127**, 105-115.
- Foster, R. B. et Bates, J.M. (1978). Use of freshwater mussels to monitor point source industrial discharges. *Environ. Sci. Technol.*, **12**, 958-962.
- Fowler, S.W. et Benayoun, G. (1976). Influence of environmental factors on selenium flux in two marines invertebrates. *Mar. Biol.*, **37**, 59-68.
- Graney, R.L., Cherry, D.S. et Cairns, J. (1983). Heavy metal indicator potential of the asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in a artificial stream systems. *Hydrobiologia*, **102**, 81-88.
- Graney, R.L., Cherry, D.S. et Cairns, J. (1984). The influence of substrate, pH, diet and temperature upon cadmium accumulation in the asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in laboratory artificial streams. *Water Res.*, **18(7)**, 833-842.

- Greville, R.W. et Morgan, A.J. (1989). Concentrations of metals (Cu, Pb, Cd, Zn, Ca) in six species of British terrestrial gastropods near a disused lead and zinc mine. *J. Moll. Stud.*, **55**, 31-36.
- Hemelraad, J., Holwerda, D.A. et Zandee, D.I. (1986). Cadmium kinetics in freshwater clams 1. The pattern of cadmium accumulation in *Anodonta cygnea*. *Arch Environ. Contam. Toxicol.*, **15**(1), 1-7.
- Holwerda, D.A., Hemelraad, J., Veenhof, P.R. et Zandee, D.I. (1988). Cadmium accumulation and depuration in *Anodonta anatina* exposed to cadmium chloride or cadmium-EDTA complex. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **40**, 373-380.
- Holwerda, D.A., de Knecht, J.A., Hemelraad, J. et Veenhof, P.R. (1989). Cadmium kinetics in freshwater clams. Uptake of cadmium by the excised gill of *Anodonta anatina*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **42**, 382-388.
- Jenner, H.A., Hemelraad, J., Marquenie, J.M. et Noppert, F. (1991). Cadmium kinetics in freshwater clams (Unionidae) under field and laboratory conditions. *Sci. Total. Environ.*, **108**, 205-214.
- King, D.G. et Davies, I.M. (1987). Laboratory and field studies of the accumulation of inorganic mercury by the mussel *Mytilus edulis* (L.). *Mar. Pollut. Bull.*, **18**(1), 40-45.
- Marigomez, J.A. et Ireland, M.P. (1989). Accumulation, distribution and loss of cadmium in the marine prosobranch *Littorina littorea* (L.). *Sci. Total. Environ.*, **78**, 1-12.
- McCuaig, J.M. et Green, R.H. (1983). Unionid growth curves derived from annual rings: A baseline model for long point source bay, Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 436-442.
- Moriarty, F. (1983). *Ecotoxicology- The Study of Pollutants in Ecosystems*. Academic Press, London. 289 pp.

- Muncaster, B.W., Innes, D.J., Hebert, P.D.N. et Haffner, G.D. (1989). Patterns of organic contaminant accumulation by freshwater mussels in the St. Clair river, Ontario. *J. Great Lakes Res.*, **15(4)**, 645-653.
- Nalepa, T.F. et Gauvin, J.M. (1988). Distribution, abundance, and biomass of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.*, **14(4)**, 411-419.
- Newman, M.C. et McIntosh, A.W. (1983). Lead elimination and size effects on accumulation by two freshwater gastropods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **12(1)**, 25-29.
- Pip, E. (1992). Cadmium, copper and lead in gastropods of the lower Nelson river system, Manitoba, Canada. *J. Moll. Stud.*, **58**, 199-205.
- Riisgard, H.U., Kiorbe, T., Mohlenberg, F., Drabaek, I. et Madsen, P.P. (1985). Accumulation, elimination and chemical speciation of mercury in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica*. *Mar. Biol.*, **86**, 55-62.
- Riisgard, H.U. et Hansen, S. (1990). Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: algal cell *Phaeodactylum tricornutum*, mussel *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **62**, 259-270.
- Robinson, W.E. et Ryan, D.K. (1986). Metal interactions within the kidney, gill, and digestive gland on the hard clam *Mercenaria mercenaria*, following laboratory exposure to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **15(1)**, 23-30.
- Smith, A.L., Green, R.H. et Lutz, A. (1975). Uptake of mercury by freshwater clams (Family Unionidae). *J. Fish. Res. Bd. Canada.*, **32**, 1297-1303.

- Tessier, L., Vaillancourt, G. et Pazdernik, L. (1992). Comparaison entre la capacité de bioaccumulation du mercure chez le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécyopode *Elliptio complanata* (Lightfoot) dans l'estuaire d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. *Water Poll. Res. J. Canada*, **27(4)**, 773-785.
- Thain, J.E. (1984). Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata* : acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure. *Mar. Environ. Res.*, **12(4)**, 285-309.
- Van Der Spoel, S. (1958). Growth and age in two species of *Viviparus*. *Basteria.*, **22**, 77-90.
- van Hattum, B., de Voogt, P., van den Bosch, L., van Staalén, N.M., Joosse, E.N.G. et Govers, H. (1989). Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* (L.) from aqueous and dietary sources. *Environ. Pollut.*, **62**, 129-151.
- van Straalen, N.M. et van Meerendonk, J.H. (1987). Biological half-lives of lead in *Orchesella cincta* (L.) (Collembola). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **38**, 213-219.
- Walker, C.H. (1987). Kinetic models for predicting bioaccumulation of pollutants in Ecosystems. *Environ. Pollut.*, **44**, 227-240.

Utilisation de l'équation d'Arrhénius pour évaluer l'effet de la température sur l'accumulation du cadmium et du mercure dans des mollusques d'eau douce.

RÉSUMÉ

Nous avons comparé l'effet de la température sur les constantes du taux d'accumulation du cadmium et du mercure entre le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécyopode *Elliptio complanata* (Lightfoot), en situation contrôlée. À partir de l'équation d'Arrhénius nous avons calculé l'énergie d'activation (qui caractérise l'influence de la température) de différentes classes d'âge des mollusques étudiés. Les résultats démontrent que l'influence de la température sur le taux d'absorption du cadmium et du mercure est semblable entre les différentes classes d'âge du gastéropode *V. georgianus*, l'énergie d'activation étant la même entre ces classes. Pour le pélécyopode *E. complanata*, l'influence de la température sur les constantes d'accumulation du cadmium et du mercure diffère entre les classes d'âge conséquence de l'énergie d'activation plus élevée chez les jeunes spécimens comparativement aux individus matures. Toutefois chez les moules très âgées, exposées au cadmium et au mercure, l'énergie d'activation est absente. Cette insensibilité aux variations de la température suggère que l'accumulation des métaux étudiés est sous la gouverne de processus physiques chez les vieux pélécyopodes.

INTRODUCTION

Les mollusques constituent des outils idéaux pour mesurer les apports en métaux lourds dans le milieu aquatique. Toutefois, les teneurs en métaux à l'intérieur de ces organismes ne résultent pas uniquement de leurs biodisponibilités dans l'environnement. Plusieurs facteurs biotiques et abiotiques tels que l'âge, le sexe, la température et les interactions métalliques interfèrent dans le processus de

bioaccumulation des substances métalliques chez les mollusques (Cossa, 1989). La température, d'un point de vue écotoxicologique, est probablement un des facteurs abiotiques les plus importants à considérer dû à son influence marquée sur la physiologie et l'écologie des organismes aquatiques (Cairns *et al.*, 1975).

L'étude de l'effet de la température sur la bioaccumulation des métaux lourds par les mollusques a fait l'objet de nombreuses recherches (Cairns *et al.*, 1975; Smith *et al.*, 1975; Fowler et Benayoun, 1976; Jackim *et al.*, 1977; Graney *et al.*, 1984; Fischer, 1986; Regoli *et al.*, 1991). Ces travaux ont surtout porté sur la comparaison des concentrations et des vitesses d'accumulation des métaux en fonction de différentes températures d'exposition. Toutefois les données dans la littérature concernant la comparaison des effets thermiques sur l'accumulation du cadmium et du mercure entre les gastéropodes de faible longévité et les pélécyodes sont rares.

Everaarts (1990) proposa d'étudier, d'un point de vue cinétique, l'influence de la température sur l'absorption du cadmium dans les organes de la moule *Mytilus edulis*, en utilisant l'équation d'Arrhénius.

L'absorption des métaux provenant de la fraction aqueuse, à l'intérieur des différents tissus, peut impliquer un certain nombre de processus d'origine physique (adsorption, diffusion, transport passif) et biochimique (réactions enzymatiques). Le mécanisme d'accumulation peut être interprété comme étant une séquence de réactions de vitesse variable (Everaarts, 1990). L'influence de la température sur l'ensemble de ces réactions (accumulation de métaux lourds) peut être décrite par l'équation d'Arrhénius:

$$F = A \cdot e^{-E/RT}$$

où F=taux spécifique (constante du taux d'accumulation du Cd et du Hg dans cette étude), A=constante, E= énergie d'activation (Joule•mole⁻¹), R=constante des gaz (8,314 Joule•mole⁻¹•°K⁻¹) et T=température absolue (°K) (Glasstone et Lewis, 1965; Morris, 1974; Everaarts, 1990)

L'influence de la température sur la vitesse d'accumulation des métaux lourds peut être dérivée directement en traçant la droite du logarithme népérien de la constante du taux d'absorption (ln F) en

fonction de l'inverse de la température absolue ($1/T^{\circ}\text{K}$) (Figure 1). La pente de la droite de régression exprime le rapport entre l'énergie d'activation et la constante des gaz (E/R). La valeur définitive de l'énergie d'activation ($E/R \cdot R$) caractérise l'influence de la température sur la vitesse d'accumulation des métaux. En terme cinétique, la valeur de l'énergie d'activation peut aussi être interprétée comme l'obstacle énergétique à franchir pour qu'une réaction (absorption de métaux dans notre cas) puisse être effectuée

Le but de cette étude est de comparer l'effet de la température sur le taux d'accumulation du cadmium et du mercure entre différentes classes d'âge du gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et du pélecypode *Elliptio complanata* (Lightfoot), en situation contrôlée. Dans un premier temps la constante du taux d'absorption des deux métaux a été évaluée pour chaque classe d'âge en fonction d'un modèle cinétique à un compartiment, et dans un deuxième temps, nous avons déterminé l'énergie d'activation de chaque classe d'âge, à partir de l'équation d'Arrhénius.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Lieu de récolte:

Les mollusques ont été prélevés dans le haut estuaire inférieur du fleuve Saint-Laurent, près de la municipalité de Deschambault (Québec, Canada), en zone littorale (Long. $71^{\circ}59'05''$; Lat. $46^{\circ}37'28''$) durant l'été de 1991. Sitôt prélevés, les mollusques étaient transférés et acclimatés à la température du laboratoire ($16-18^{\circ}\text{C}$) dans un bassin d'élevage aéré pour une période variant de 2 à 5 semaines avec une photopériode correspondant à 16h de lumière et 8h d'obscurité.

Détermination des classes d'âge:

Avant de soumettre les mollusques aux différentes phases d'expérimentation, ceux-ci ont été regroupés en classes d'âge. Chez *E. complanata* l'âge des individus a été déterminé à partir des anneaux de

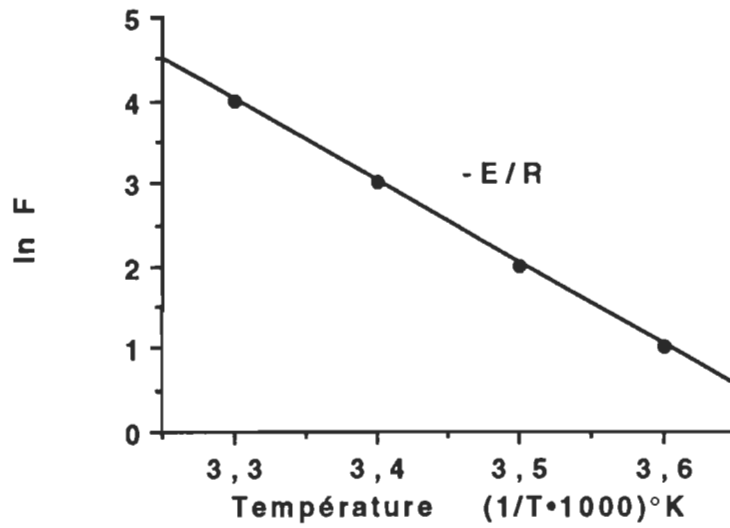


Figure 1. Illustration de l'équation d'Arrhénius sous forme graphique pour déterminer l'énergie d'activation d'une réaction (E =énergie d'activation, R =constante des gaz, F =taux spécifique et T =température en $^\circ K$).

croissance que l'on retrouve sur la coquille (Nalepa et Gauvin, 1988). Le modèle de croissance de von Bertalanffy a été utilisé pour évaluer la courbe de croissance d'*E. complanata* (McCuaig et Green, 1983; Bailey et Green, 1988). A partir de cette courbe, trois classes d'âge ont été définies. Elles correspondent à des individus de petite (0-74 mm de longueur; 0-7 ans), moyenne (74-86 mm; 7-14 ans) et grande taille (86-98 mm; 14-20 ans). L'âge des spécimens chez le Viviparidae a été évalué à partir de la hauteur des individus (Van Der Spoel, 1958; Browne, 1978). Trois classes d'âge ont ainsi été définies, correspondant à des individus de 1 an (12-17 mm de hauteur), 2 ans (17-21 mm) et 3 ans (21-30 mm).

Substances chimiques utilisées:

Les solutions utilisées pour la contamination de l'eau sont des standards certifiés (Fischer Co.) de chlorure de cadmium (CdCl_2) et le nitrate de mercure ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$).

Système d'expérimentation:

L'exposition au Cd et au Hg a été réalisée à trois températures différentes soit: 10, 15 et 25°C. Les moules (21 individus par classe d'âge) étaient placées dans des aquariums de 40 L contenant de l'eau préalablement déchlorée. Les pélécy-podes étaient ainsi exposés séparément à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd et Hg. Avant le début des tests, les aquariums ont été exposés aux concentrations d'exposition afin de saturer les surfaces et ainsi réduire les phénomènes d'adsorption sur les parois durant les expériences (Thain, 1984). De plus, les pélécy-podes ont été acclimatés à la température d'exposition, à raison de 1°C/jour, avant le début des tests d'exposition. Un nombre équivalent de moules était déposé dans un aquarium non contaminé constituant le témoin. L'eau était changée aux deux jours afin de nettoyer les aquariums et ajustée à la concentration nominale d'exposition. La concentration en Cd et en Hg était mesurée immédiatement avant le nettoyage des aquariums et 24h après.

Trois individus de chaque classe d'âge étaient retirés aux intervalles suivants: 0, 1, 2, 4, 8, 16 et 20 jours. Les moules ainsi recueillies étaient transférées 24h dans une eau propre déchlorée pour permettre d'épurer leur intestin et ainsi éviter que le contenu intestinal ne contribue pas à l'évaluation de la concentration en métaux lourds (Graney *et al.*, 1984). Après cette manipulation, la chair était retirée de la coquille et congelée à -20°C pour fin d'analyse.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, oxygène dissous, potentiel d'oxydo-réduction, conductivité) ont été mesurés une fois la semaine à l'aide d'un hydrolab Surveyor II (modèle SVR2) et l'alcalinité avec une trousse de Hach.

Le gastéropode *V. georgianus* a été soumis au même protocole expérimental sauf en ce qui concerne le nombre d'individus à analyser. Les jeunes spécimens (classe d'âge 1) ont été analysés en groupe homogène (3 individus) afin d'obtenir suffisamment de tissus pour les analyses chimiques (Newman et McIntosh, 1983). Le poids sec moyen a été calculé pour chaque groupe homogène en divisant le poids total de l'échantillon par le nombre de gastéropode.

Toutes les expérimentations ont été effectuées en double série.

Analyse des métaux lourds:

Les analyses de cadmium et de mercure ont été effectuées sur la chair des individus. Cette fraction a été séchée à 105°C pendant 12h (Newman et McIntosh, 1983) et digérée immédiatement par attaque à l'acide nitrique HNO₃-71% et à l'acide perchlorique HClO₄-70% (Breittmayer *et al.*, 1980; Breittmayer et Zsurger, 1983) et chauffée à 95°C pendant 2-3 heures selon la masse de l'échantillon. Les métaux ont été dosés en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique Varian AA-1275 (équipé d'un correcteur de bruit de fond au deutérium) avec flamme pour le Cd et à vapeur froide pour le Hg (APHA, 1989). La méthode des ajouts dosés a été appliquée pour éviter les effets de matrice (calibration). Des échantillons du mélange d'acide et des différents réactifs utilisés (blanc) ont été dosés fréquemment pour s'assurer du contrôle de la qualité des analyses. Environ 15% de réplicats ont été réalisés pour vérifier l'exactitude des résultats. Les

limites de détections étaient de $0,6 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et de $2,0 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Hg (poids sec). Tout le matériel utilisé a été rincé pendant 24h avec une solution d'acide nitrique (HNO_3 , 1N) et ensuite rincé 5 fois avec de l'eau déionisée.

Modèle utilisé et analyses statistiques:

Dans la présente étude, la cinétique d'accumulation du Cd et du Hg a été décrite par un modèle cinétique à un compartiment (Moriarty, 1983). L'accumulation des métaux présents dans l'eau peut être décrite selon l'expression suivante (Bertram et Brooks, 1986; van Hattum *et al.*, 1989):

$$C_t = \frac{K_1 \cdot C_w}{K_2} [1 - \exp(-K_2 \cdot t)] \quad (1)$$

l'état d'équilibre étant:

$$C_{ss} = \frac{K_1 \cdot C_w}{K_2} \quad (2)$$

l'équation (1) devient:

$$C_t = C_{ss} \cdot [1 - \exp(-K_2 \cdot t)] \quad (3)$$

où:

C_t =concentration dans le mollusque ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) au temps t

C_{ss} =concentration dans le mollusque à l'état d'équilibre ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec)

C_w =concentration dans l'eau ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$)

K_1 =constante du taux d'accumulation à partir de l'eau (jour^{-1})

K_2 =constante du taux d'élimination (jour^{-1})

L'équation (3) a été ajustée, pour chaque classe d'âge, sur les données d'accumulation correspondant à chaque température

d'exposition. La régression non-linéaire évaluée selon la méthode itérative des moindres carrés a été utilisée pour estimer les deux paramètres cinétiques de l'équation (3). Tel que suggéré par van Hattum *et al.* (1989), le niveau de signification des régressions a été déterminé par un test de F (ANOVA). Les valeurs de K_2 estimées à partir de l'équation (3) ont été comparées par l'utilisation d'un test de t. Lorsque les constantes d'élimination étaient statistiquement semblables entre les différentes températures d'exposition, une valeur moyenne était calculée pour chaque classe d'âge. L'utilisation de cette valeur et celle de la concentration d'exposition (C_w), permet ainsi d'estimer la constante du taux d'absorption en ajustant l'équation (1) à l'ensemble des données tel que décrit précédemment. Cette procédure a été répétée pour chaque classe d'âge et chaque température d'exposition. L'énergie d'activation de chaque classe d'âge a été évaluée à partir de la pente de la droite de régression du logarithme népérien de la constante d'accumulation ($\ln F$) en fonction de l'inverse de la température absolue ($1/T^\circ K$). La valeur de la pente (E/R) a été multipliée par la constante des gaz (R) pour obtenir la valeur de l'énergie d'activation (E). Une analyse de covariance (ANCOVA) suivie d'un test de comparaison multiple de Tukey (Zar, 1984) ont été réalisés pour comparer les pentes des droites de régression.

RÉSULTATS

La physico-chimie de l'eau utilisée pour les différents tests s'apparente à celle du témoin, et n'a pas fluctué significativement durant les 20 jours d'exposition ($p > 0,05$). Les concentrations en métaux mesurées quotidiennement dans l'eau des aquariums sont présentées au Tableau 1. Ces concentrations sont demeurées relativement stables au cours de l'expérimentation (ANOVA; $p > 0,05$). Le rapport poids sec/longueur ou hauteur des individus n'a pas diminué pendant les 20 jours d'exposition ($p > 0,05$). Ces résultats indiquent qu'il n'y a pas eu de perte significative de poids durant les expériences. Les résultats d'une analyse de variance (ANOVA) réalisée sur les duplicats ont démontré que les patrons d'accumulation étaient statistiquement semblables ($p > 0,05$) pour chaque expérience. Les données des duplicats ont, par

TABLEAU 1.
Concentration métallique dans l'eau des différents aquariums durant la phase d'accumulation

Espèce	Expérience	Température	Concentration aqueuse ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1} \pm \text{Sx}$)*	Replicats ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1} \pm \text{Sx}$)
<i>V. georgianus</i>	100 ppb Cd	10°C	96,3 \pm 0,4	97,8 \pm 0,6
		15°C	98,6 \pm 0,6	97,6 \pm 0,7
		25°C	96,9 \pm 0,6	98,0 \pm 0,6
	100 ppb Hg	10°C	102,1 \pm 0,1	98,4 \pm 0,6
		15°C	100,4 \pm 0,4	98,4 \pm 0,2
		25°C	97,9 \pm 0,4	99,3 \pm 0,2
<i>E. complanata</i>	100 ppb Cd	10°C	99,5 \pm 0,6	100,5 \pm 0,8
		15°C	100,1 \pm 0,3	101,4 \pm 0,6
		25°C	98,0 \pm 0,4	99,2 \pm 0,6
	100 ppb Hg	10°C	97,7 \pm 0,5	97,5 \pm 0,5
		15°C	97,9 \pm 0,1	102,2 \pm 0,6
		25°C	98,1 \pm 0,1	100,7 \pm 0,7

*:Basé sur 22 échantillons.

Sx: Ecart-type

conséquent, été intégrées ensemble pour les différents tests statistiques.

Evaluation des constantes du taux d'absorption en fonction de la température:

Les Figures 2 à 5 illustrent l'accumulation du Cd et du Hg pour les différentes classes d'âge du gastéropode et du pélecypode. La concentration des métaux chez les individus témoins n'a pas évolué de façon significative durant les 20 jours d'exposition (ANOVA; $p > 0,05$). Les paramètres cinétiques estimés selon l'équation (3) sont présentés au Tableau 2 pour le Viviparidae et au Tableau 3 pour l'Unionidae. Les constantes du taux d'excrétion évaluées pour chaque classe d'âge sont statistiquement similaires entre les différentes températures d'exposition (test de t; $p > 0,05$), mise à part les gastéropodes de classe d'âge 2 et les pélecypodes de classe d'âge 1 exposés au Hg à 25°C où la constante est significativement plus élevée (test de t; $p < 0,05$). Une valeur moyenne du K2 a donc été calculée pour chaque classe d'âge (excluant les deux constantes qui sont statistiquement différentes).

En utilisant cette valeur combinée et la valeur de la concentration métallique dans la fraction aqueuse (C_w), l'équation (1) a été ajustée, pour chaque classe d'âge, sur les données d'accumulation des métaux lourds. Cette procédure nous permet ainsi d'estimer la constante du taux d'absorption (K_1) du Cd et du Hg pour chaque température d'exposition. Ces résultats sont exposés dans les Tableaux 4 et 5. Les constantes du taux d'accumulation du Cd et du Hg estimées chez *V. georgianus* augmentent, de façon proportionnelle, avec une élévation de la température, et ce, indépendamment des classes d'âge (Tableau 4). Pour *E. complanata* le même phénomène est observé chez les individus de classe d'âge 1 exposés au Cd et chez les spécimens de classes d'âge 1 et 2 exposés au Hg (Tableau 5). Dans les autres classes, l'absorption des métaux n'est pas corrélée avec une augmentation de la température.

À l'examen des constantes d'accumulation du Cd et du Hg, chez les mollusques étudiés, on note que le taux d'absorption du Cd pour chaque classe d'âge et chaque température d'exposition est plus élevé que celui du Hg.

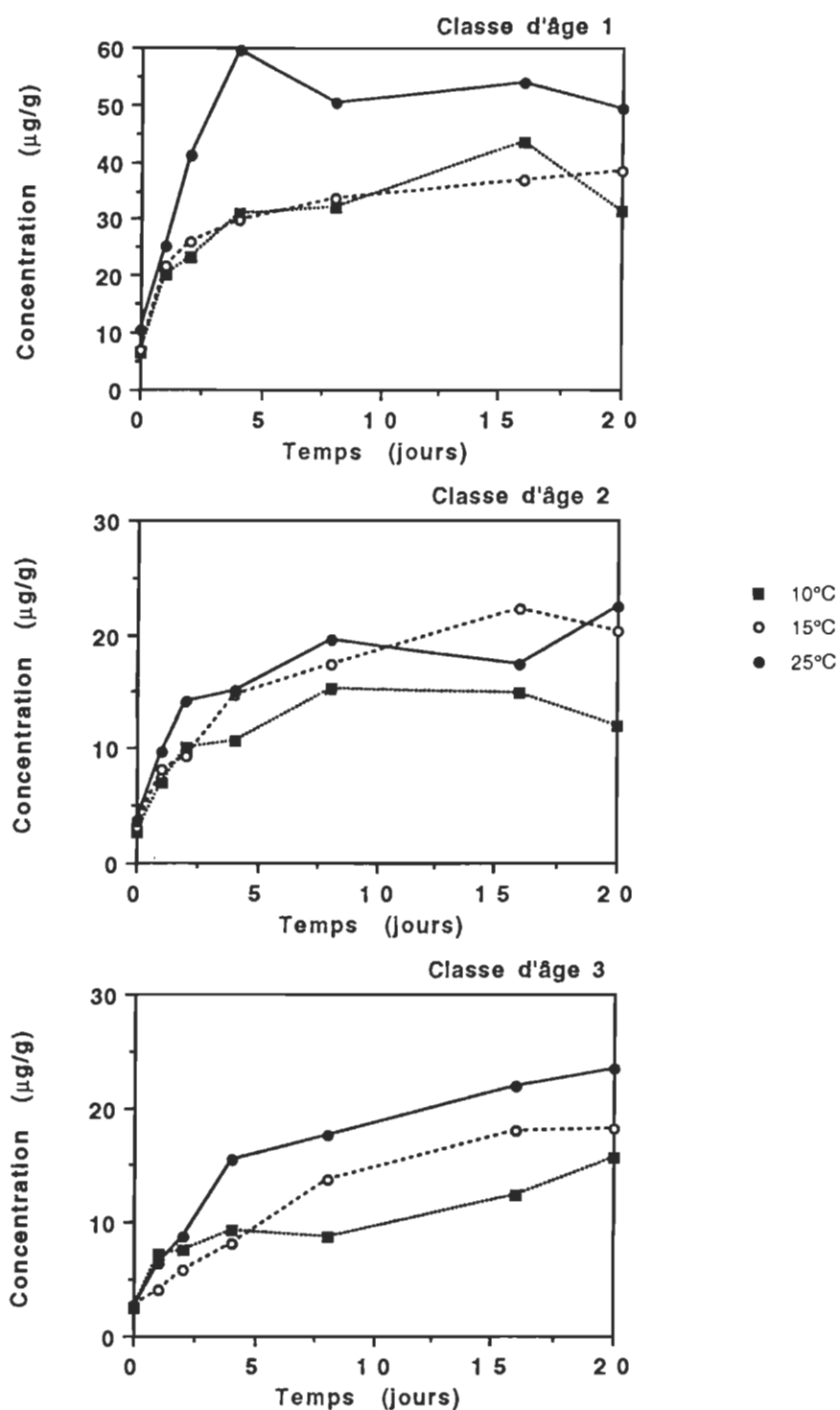


Figure 2. Patron d'accumulation du Cd pour différentes classes d'âge du gastéropode *V. georgianus* en fonction de la température d'exposition. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

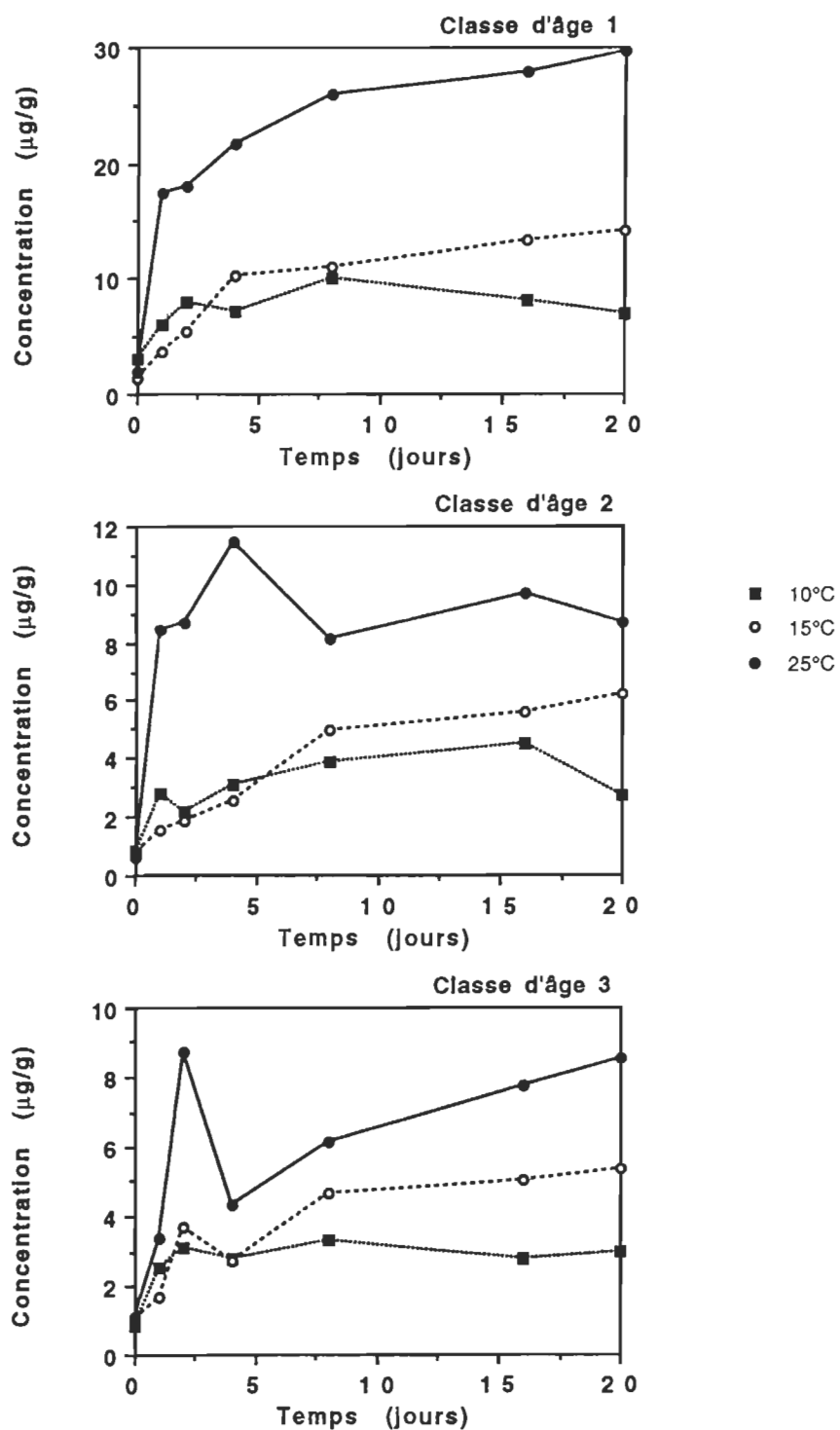


Figure 3. Patron d'accumulation du Hg pour différentes classes d'âge du gastéropode *V. georgianus* en fonction de la température d'exposition. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

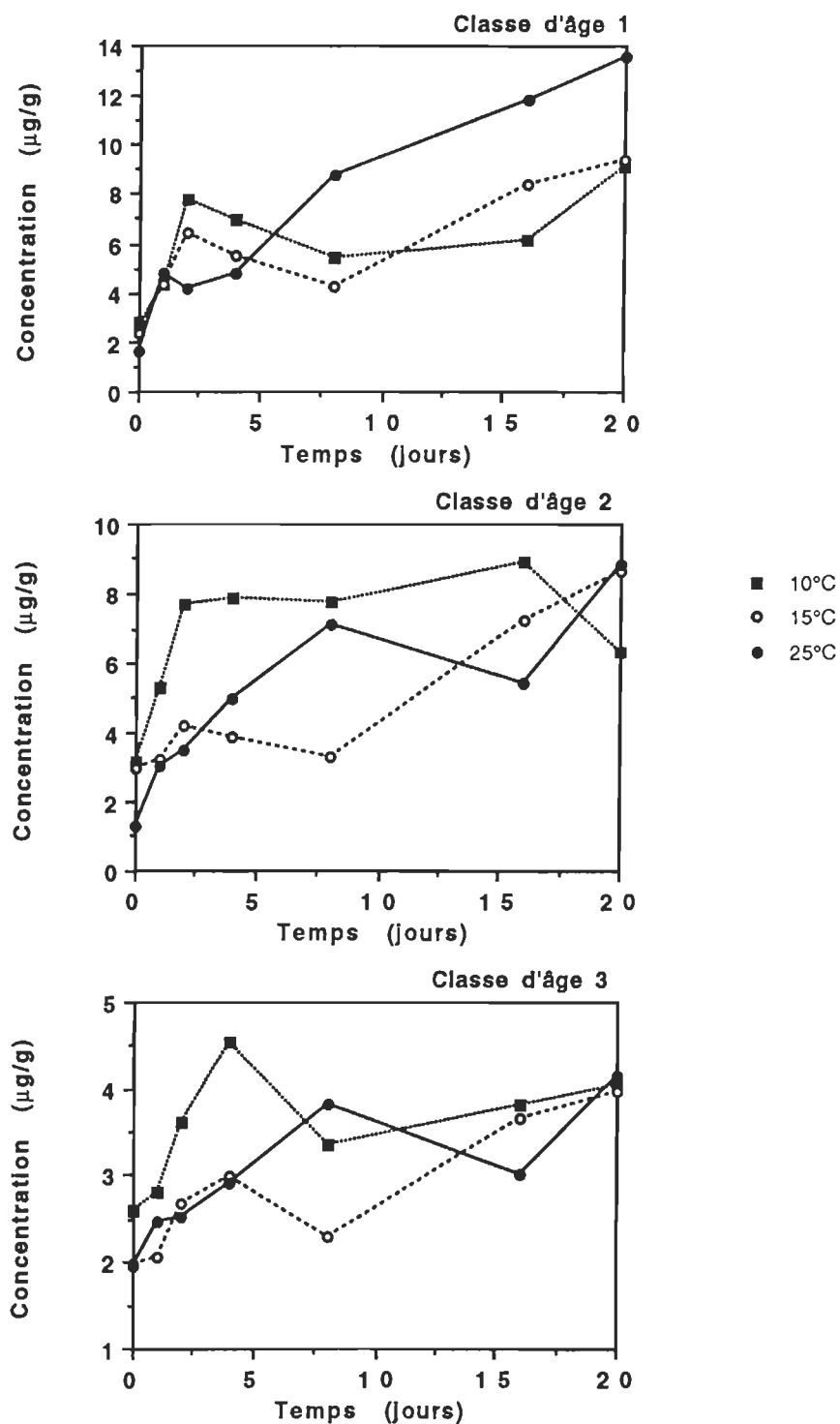


Figure 4. Patron d'accumulation du Cd pour différentes classes d'âge du pélécy-pode *E. complanata* en fonction de la température d'exposition. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

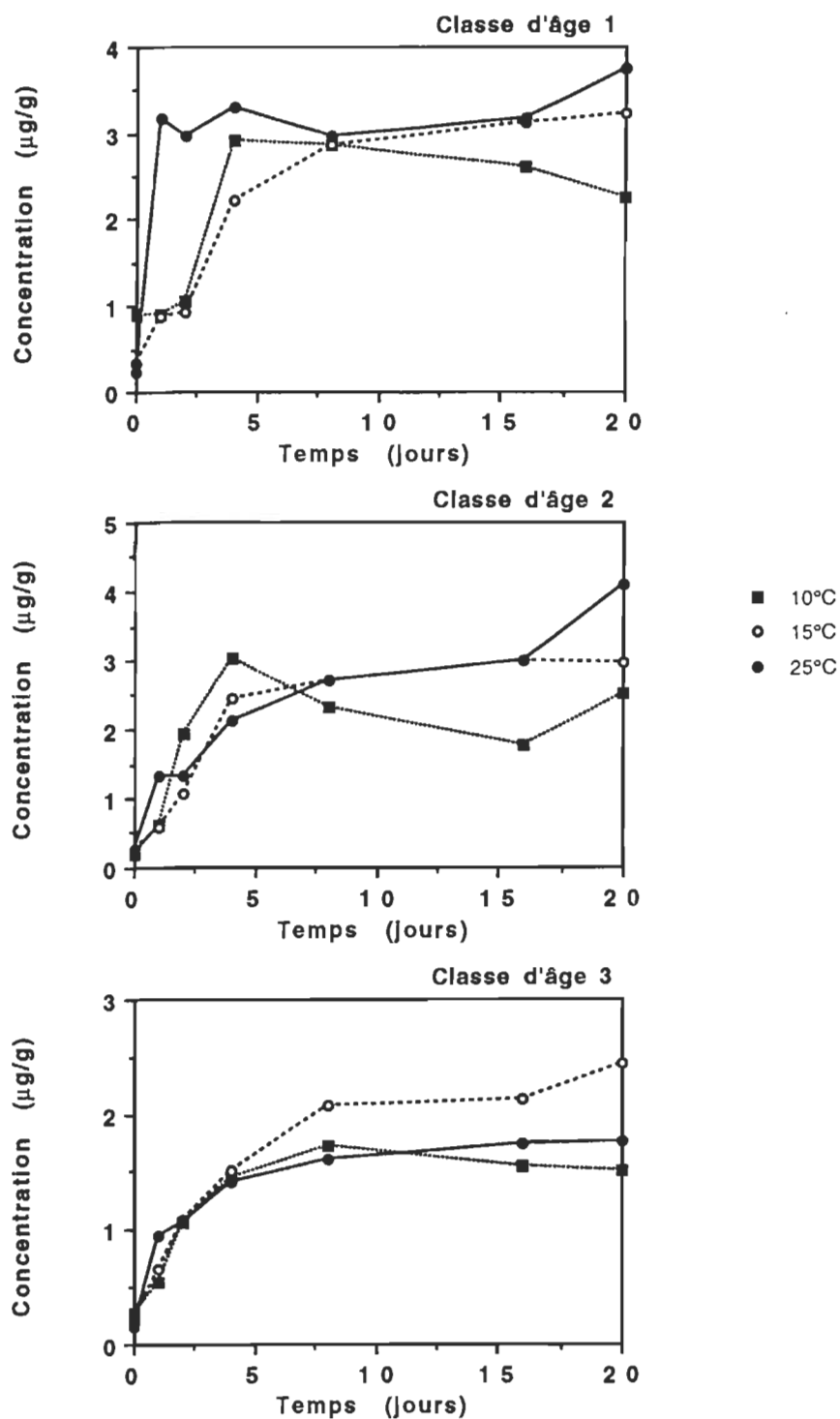


Figure 5. Patron d'accumulation du Hg pour différentes classes d'âge du pélécy-pode *E. complanata* en fonction de la température d'exposition. Chaque point représente une valeur moyenne de trois spécimens analysés.

TABLEAU 2.
Résultats des paramètres cinétiques (K_2 et C_{ss}) estimés en fonction de la température d'exposition chez le gastéropode *V. georgianus*, selon un modèle cinétique à un compartiment.

Métal	Classe d'âge	Température	$C_{ss} \pm S_x$ ($\mu g \cdot g^{-1}$)	$K_2 \pm S_x$ ($jour^{-1}$)	R^2	F	p
Cadmium	1	10°C	34,54±3,35	0,734±0,342	0,81	10,29	p<0,05
		15°C	36,13±2,58	0,769±0,281	0,87	27,15	p<0,05
		25°C	53,23±3,52	0,763±0,200	0,88	100,59	p<0,05
	2	10°C	13,67±1,11	0,623±0,215	0,85	8,99	p<0,05
		15°C	20,63±1,50	0,323±0,082	0,92	11,45	p<0,05
		25°C	19,44±1,58	0,603±0,213	0,86	35,47	p<0,05
	3	10°C	13,16±1,74	0,291±0,143	0,83	6,06	p<0,05
		15°C	20,67±1,50	0,320±0,081	0,92	13,44	p<0,05
		25°C	22,40±0,04	0,258±0,048	0,96	10,56	p<0,05
Mercure	1	10°C	8,10±0,86	1,422±0,925	0,54	3,36	p<0,05
		15°C	13,62±0,72	0,488±0,150	0,97	6,41	p<0,05
		25°C	26,86±1,81	0,690±0,222	0,91	5,31	p<0,05
	2	10°C	3,51±0,48	0,902±0,711	0,60	12,21	p<0,05
		15°C	6,31±0,57	0,171±0,043	0,95	22,14	p<0,05
		25°C	9,38±0,56	1,862±0,796	0,90	5,60	p<0,05
	3	10°C	3,25±0,26	0,994±0,342	0,67	3,17	p<0,05
		15°C	4,99±0,59	0,369±0,165	0,79	4,79	p<0,05
		25°C	8,38±0,41	0,517±0,099	0,95	5,53	p<0,05

C_{ss}: Concentration prédite à l'état d'équilibre

K₂: Constante du taux d'élimination

S_x: Ecart-type

R²: Coefficient de détermination

F: Test de F (ANOVA)

TABLEAU 3.
Résultats des paramètres cinétiques (K_2 et C_{ss}) estimés en fonction de la température d'exposition chez le pélécy-pode *E. complanata*, selon un modèle cinétique à un compartiment.

Métal	Classe d'âge	Température	$C_{ss} \pm S_x$ ($\mu g \cdot g^{-1}$)	$K_2 \pm S_x$ ($jour^{-1}$)	R^2	F	p
Cadmium	1	10°C	7,26±0,94	0,974±0,648	0,55	5,65	p<0,05
		15°C	8,023±0,99	0,642±0,384	0,65	4,98	p<0,05
		25°C	13,87±2,46	0,339±0,163	0,88	108,19	p<0,05
	2	10°C	8,07±0,81	0,921±0,454	0,60	5,20	p<0,05
		15°C	7,90±1,27	0,283±0,156	0,54	5,76	p<0,05
		25°C	7,19±0,88	0,360±0,157	0,78	6,98	p<0,05
	3	10°C	3,95±0,41	1,129±0,664	0,55	5,10	p<0,05
		15°C	3,75±0,37	1,398±0,800	0,79	8,04	p<0,05
		25°C	3,81±0,38	0,662±0,322	0,74	22,11	p<0,05
Mercure	1	10°C	2,90±0,30	0,307±0,102	0,82	5,24	p<0,05
		15°C	3,25±0,18	0,249±0,043	0,97	5,00	p<0,05
		25°C	3,24±0,14	3,633±4,322	0,94	8,07	p<0,05
	2	10°C	2,39±0,28	0,673±0,265	0,77	4,04	p<0,05
		15°C	3,04±0,25	0,289±0,062	0,95	10,32	p<0,05
		25°C	3,53±0,46	0,238±0,119	0,89	7,63	p<0,05
	3	10°C	1,60±0,09	0,512±0,097	0,94	51,34	p<0,05
		15°C	2,29±0,12	0,293±0,048	0,97	32,90	p<0,05
		25°C	1,61±0,28	0,498±0,481	0,84	62,13	p<0,05

C_{ss}: Concentration prédite à l'état d'équilibre

K₂: Constante du taux d'élimination

S_x: Ecart-type

R²: Coefficient de détermination

F: Test de F (ANOVA)

TABEAU 4.

Résultats des constantes du taux d'accumulation (K1) estimées en fonction de la valeur moyenne de K2, chez le gastéropode *V. georgianus*, pour chaque température d'exposition.

Métal	Classe d'âge	Température	K ₂ ±Sx (jour ⁻¹)	K ₁ ±Sx (jour ⁻¹)
Cadmium	1	10°C	0,755±0,0004	246,67±16,79
		15°C	▪	252,75±12,55
		25°C	▪	381,05±20,08
	2	10°C	0,516±0,028	72,32±4,44
		15°C	▪	97,82±6,20
		25°C	▪	102,25±6,05
	3	10°C	0,290±0,001	38,26±3,04
		15°C	▪	47,52±3,21
		25°C	▪	63,44±2,44
Mercure	1	10°C	0,867±0,241	73,64±6,67
		15°C	▪	96,91±9,76
		25°C	▪	226,79±11,25
	2	10°C	0,537±0,267	20,10±2,05
		15°C	▪	25,60±2,94
		25°C	1,862±0,796*	175,85±8,66
	3	10°C	0,627±0,107	20,65±1,94
		15°C	▪	28,73±2,53
		25°C	▪	51,09±2,03

Sx: Ecart-type

*: Valeur de K2 originale (significativement différente des autres valeurs)

TABEAU 5.

Résultats des constantes du taux d'accumulation (K1) estimées en fonction de la valeur moyenne de K2, chez le pélécyopode *E. complanata*, pour chaque température d'exposition.

Métal	Classe d'âge	Température	K2±Sx (jour ⁻¹)	K1±Sx (jour ⁻¹)
Cadmium	1	10°C	0,652±0,101	49,16±5,76
		15°C	"	52,05±4,35
		25°C	"	62,14±8,68
	2	10°C	0,521±0,121	45,08±3,96
		15°C	"	36,71±4,24
		25°C	"	35,07±3,21
	3	10°C	1,063±0,139	42,62±3,33
		15°C	"	40,56±2,19
		25°C	"	38,10±2,84
Mercure	1	10°C	0,278±0,002	8,24±0,59
		15°C	"	8,82±0,35
		25°C	3,633±4,322*	117,54±4,12
	2	10°C	0,400±0,057	9,57±0,55
		15°C	"	12,18±0,36
		25°C	"	14,10±0,44
	3	10°C	0,436±0,015	6,98±0,08
		15°C	"	9,98±0,08
		25°C	"	7,02±0,01

S x: Ecart-type

*: Valeur de K2 originale (significativement différente des autres valeurs)

Comparaison de l'énergie d'activation:

L'influence de la température sur le taux d'accumulation du Cd et du Hg telle que décrite par l'équation d'Arrhénius est illustrée à la Figure 6 et 7. L'analyse des régressions linéaires obtenues par l'équation est représentée au Tableau 6. Chez *V. georgianus*, les individus ayant été exposés 20 jours au Cd possèdent la même énergie d'activation (Tableau 6), peu importe la classe d'âge (pentes égales; ANCOVA, Tukey, $p > 0,05$). La valeur moyenne de l'énergie d'activation pour les trois classes d'âge est de $19,77 \text{ Joule} \cdot \text{mole}^{-1}$ ($S_x: 4,65$). Pour le Hg on observe le même phénomène, l'énergie d'activation étant statistiquement semblable (ANCOVA, Tukey, $p > 0,05$) entre les classes d'âge (Tableau 6). La valeur moyenne de l'énergie d'activation pour les trois classes d'âge est de $67,3 \text{ Joule} \cdot \text{mole}^{-1}$ ($S_x: 38,04$). Un test de Student effectué sur les valeurs moyennes a démontré que l'énergie d'activation est semblable entre les deux métaux ($t=2,424$; $p > 0,05$).

Chez *E. complanata*, l'énergie d'activation des spécimens de classe d'âge 2 et 3 exposés au Cd et des individus de classe d'âge 3 exposés au Hg (Tableau 6) n'est pas significative (égale à zéro). Les moules de classe d'âge 1 exposées au Cd exhibent une énergie d'activation de $11,16 \text{ Joule} \cdot \text{mole}^{-1}$. Pour les pélécytopodes exposés au Hg, cette valeur est significativement plus élevée (ANCOVA, Tukey, $p < 0,05$) chez les individus de classe d'âge 1 ($132,3 \text{ Joule} \cdot \text{mole}^{-1}$) comparativement aux spécimens de classe d'âge 2 ($17,09 \text{ Joule} \cdot \text{mole}^{-1}$).

DISCUSSION

L'augmentation des constantes d'accumulation du cadmium et du mercure chez les différentes classes d'âge du gastéropode *V. georgianus* en fonction de la température semble exprimer la tendance générale où une élévation de la température provoque une hausse du métabolisme des individus et par le fait même, une augmentation du taux d'accumulation des métaux (Jackim *et al.*, 1977). Une élévation de la température induit une augmentation des réactions enzymatiques et des

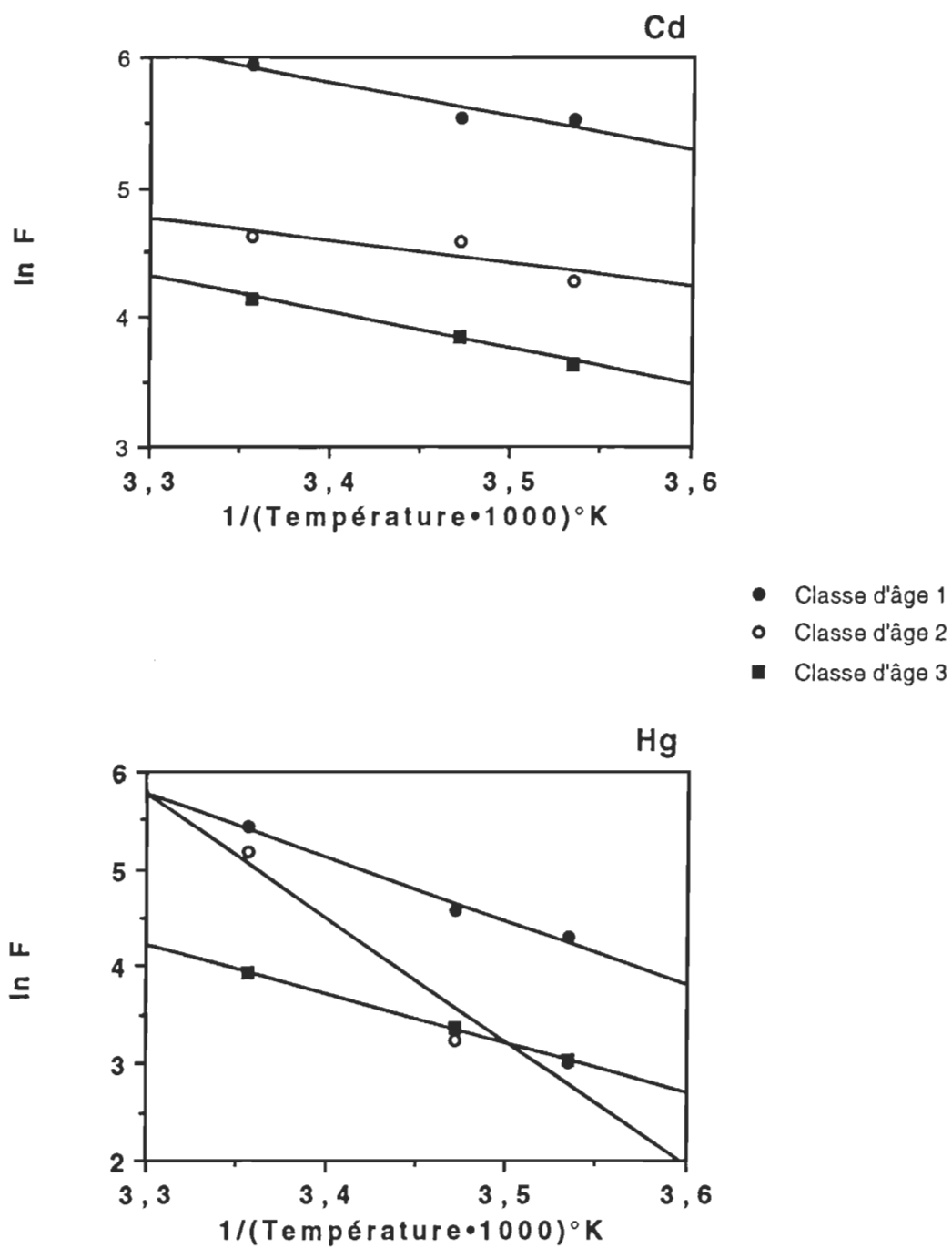


Figure 6. Influence de la température sur la constante du taux d'accumulation du Cd et du Hg chez différentes classes d'âge du gastéropode *V. georgianus*.

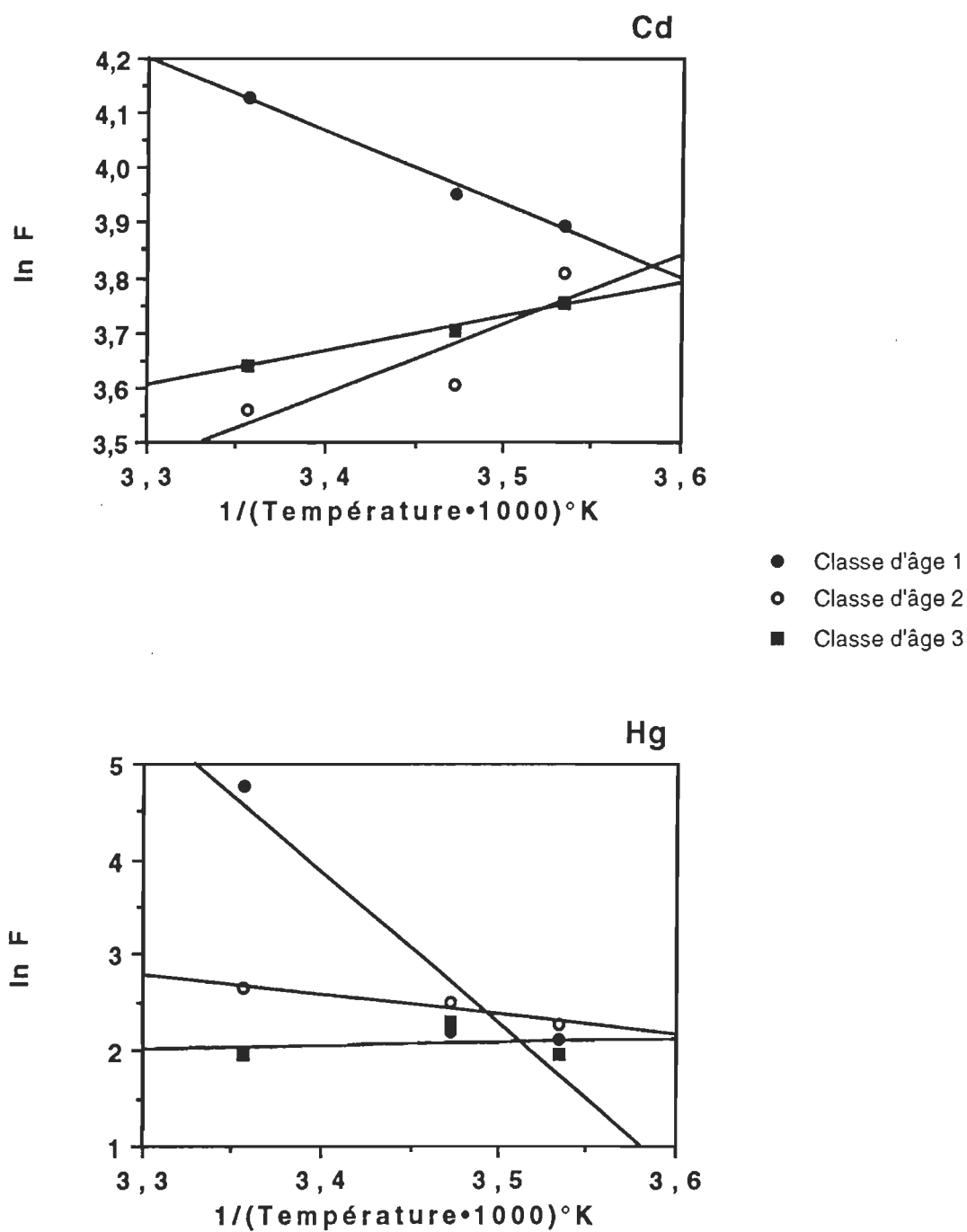


Figure 7. Influence de la température sur la constante du taux d'accumulation du Cd et du Hg chez différentes classes d'âge du pélécyopode *E. complanata*.

TABLEAU 6.

Résultats et analyse des régressions linéaires calculées par l'équation d'Arrhénius (ln F vs 1/T°K) pour les différentes classes d'âge des mollusques étudiés.

Espèce	Métal	Classe d'âge	Régression linéaire	R ²	ANCOVA	Test de Tukey*	Energie d'activation (joule/mole)
<i>V. georgianus</i>	Cd	1	y=-2,59x+14,59	0,92	F=0,009	A	21,5
		2	y=-1,74x+10,51	0,70		A	14,5
		3	y=-2,80x+13,55	0,99		A	23,3
	Hg	1	y=-6,45x+27,05	0,99	F=0,088	A	53,6
		2	y=-12,77x+47,89	0,94		A	106,1
		3	y=-5,07x+20,96	0,99		A	42,2
<i>E. complanata</i>	Cd	1	y=-1,34x+8,63	0,99	---**	---	11,2
		2	y=1,28x+0,76	NS		---	0
		3	y=0,62x+1,56	NS		---	0
	Hg	1	y=-15,91x+57,96	0,90	F=11,71	A	132,3
		2	y=-2,06x+9,57	0,90		B	17,1
		3	y=0,36x+0,81	NS		---	0

NS: Régression non significative (p>0,05)

*: Les pentes n'ayant pas la même lettre, pour chaque groupe, sont statistiquement différentes (p<0,05).

**: L'analyse de covariance et le test de comparaison multiple de Tukey n'ont pas été réalisés puisque dans deux cas sur trois, la régression n'est pas significative.

processus de transport actif des métaux à travers les membranes (Graney et al, 1984). De plus, une hausse de la température peut accélérer les processus de complexation des métaux lourds dans les tissus de l'organisme (Fischer, 1986).

Chez le pélécy-pode *E. complanata*, on observe le même phénomène pour les individus de classe d'âge 1 exposés au cadmium et pour les moules de classe d'âge 1 et 2 exposés au mercure. Par contre dans les autres classes, la constante d'absorption des métaux ne semble pas être influencée par les variations de température.

L'effet du potentiel thermique sur les processus d'accumulation du cadmium et du mercure chez les gastéropodes est semblable entre les classes d'âge. Toutefois l'action de la température est différente entre les groupes d'âge du pélécy-pode. D'un point de vue cinétique, la valeur de l'énergie d'activation, obtenue par l'équation d'Arrhénius, peut-être utilisée pour caractériser l'effet de la température sur les processus d'accumulation des métaux étudiés (Everaarts, 1990).

L'énergie d'activation étant la même pour les trois classes d'âge du gastéropode (exposés au cadmium et au mercure), on en déduit que la température possède le même effet sur le taux d'accumulation du cadmium et du mercure, peu importe l'âge des individus. Ceci est confirmé par nos observations préliminaires obtenues en comparant les différents taux d'absorption chez *V. georgianus* en fonction de la température d'exposition. Ainsi, les mécanismes biochimiques et enzymatiques qui contrôlent l'entrée du cadmium et du mercure seront affectés de la même façon par les changements de température indépendamment de l'âge du gastéropode. Malgré une constante d'accumulation plus élevée pour le Cd, la valeur de l'énergie d'activation est la même chez les gastéropodes exposés au Cd et au Hg.

L'énergie d'activation peut aussi être considérée comme une barrière énergétique à franchir pour qu'une réaction puisse se poursuivre (Morris, 1974). Il est possible que l'ensemble des réactions biochimiques et enzymatiques qui régularisent l'absorption du cadmium et celle du mercure, requiert une énergie d'activation semblable (barrière énergétique similaire). Cela expliquerait la sensibilité analogue des réactions biochimiques régularisant l'accumulation du cadmium et du mercure, aux fluctuations de la température. On peut

supposer que les deux métaux étudiés pénètrent par le même chemin à l'intérieur du prosobranch. Hypothétiquement, l'absorption du cadmium et du mercure serait contrôlée par les mêmes processus biochimiques.

La valeur d'énergie d'activation est plus élevée chez les spécimens de classe d'âge 1 du pélécyopode *Elliptio complanata*, comparativement aux autres classes d'âge, et ce, autant chez les individus exposés au cadmium qu'au mercure. Les processus biochimiques qui contrôlent les vitesses d'absorption des métaux étudiés sont plus sensibles aux changements de température chez les jeunes moules (classe d'âge 1) que chez les moules matures (classe d'âge 2 et 3). Les variations métaboliques importantes qui se produisent au cours du cycle vital du pélécyopode pourraient expliquer la différence de sensibilité entre ces deux classes. En effet, *E. complanata* possède une grande longévité (Strayer *et al*, 1981), ce qui suppose des changements métaboliques nombreux durant la vie de la moule (croissance, maturation sexuelle, etc...). Ces bouleversements métaboliques peuvent interférer sur les réactions enzymatiques qui régularisent l'accumulation des métaux lourds et ainsi modifier l'énergie d'activation en fonction de l'âge de l'animal. Chez le gastéropode *V. georgianus*, la longévité étant plus faible (Browne, 1978), les variations métaboliques sont probablement moins distinctes, ce qui expliquerait pourquoi la valeur de l'énergie d'activation entre les classes d'âge est semblable.

Chez les spécimens de classe d'âge 2 et 3, exposés au cadmium et ceux de classe d'âge 3 exposés au mercure, l'énergie d'activation est absente. Cette insensibilité aux variations de la température indiquent que l'accumulation des métaux dépend de processus physique (adsorption, diffusion, transport passif) chez les moules très âgées. Le métabolisme moins actif chez les individus de la classe d'âge 3, est à l'origine des réactions biochimiques et enzymatiques de plus faible intensité. L'absence d'un effet de la température sur ces réactions indiquent que l'adsorption des métaux étudiés chez cette classe d'âge résulterait de mécanismes physiques plutôt que biochimiques. Ce constat expliquerait le faible taux d'accumulation du cadmium et du mercure chez les spécimens de classe d'âge 3. L'ensemble de ces résultats confirme les observations préliminaires effectuées sur les constantes d'accumulation, où l'influence de la température diffère en

fonction des classes d'âge. Des résultats similaires ont été rapportés chez le bivalve *Donacilla cornea* où l'accumulation du cadmium était la même à 18° et 25°C (Regoli *et al*, 1991), ainsi que chez la moule *Anodonta grandis*, où l'absorption du mercure était semblable entre 10 et 20°C (Smith *et al*, 1975).

La valeur de l'énergie d'activation est plus grande chez les moules exposées au mercure comparativement à ceux exposées au cadmium (classes d'âge 1 et 2). Il est fort probable que l'ensemble des réactions biochimiques et enzymatiques qui contrôlent l'absorption du mercure, demande une plus grande énergie d'activation (barrière énergétique plus élevée) que ne l'exige l'absorption du cadmium. Ainsi, les mécanismes qui régularisent la bioaccumulation du mercure seront plus sensibles aux fluctuations de la température. Cette observation est vérifiée par le fait que les constantes du taux d'absorption du mercure en fonction des températures d'exposition sont beaucoup plus faibles que ceux du cadmium. En conséquence, le mercure pénètre plus lentement à l'intérieur d'*E. complanata*. Toutefois il serait préférable, dans le cadre de futures recherches, d'évaluer l'énergie d'activation dans différents organes impliqués dans le mécanisme d'accumulation des métaux (foie, reins, hépatopancréas, etc...) pour mettre en évidence les organes responsables de l'absorption du cadmium et du mercure dans les tissus. Ces études permettraient de suivre précisément la distribution de ces métaux à l'intérieur des gastéropodes et des pélécyodes.

RÉFÉRENCES

- American Public Health Association (APHA).(1989). *Standard Methods for the examination of water and waste water*. 19e éditions, APHA, WASHINGTON, D.C.
- Bailey, R. C. et Green, R.H. (1988). Within-basin variation in the shell morphology and growth rate of a freshwater mussel. *Can. J. Zool.* **66**: 1704-1708.

- Bertram, P.E. et Brooks, A.S. (1986). Kinetics of accumulation of selenium from food and water by fathead minnows. *Water Res.*, **20(7)**, 877-884.
- Breittmayer, J.P., Guido, R. et Tuncer, S. (1980). Effet du cadmium sur la toxicité du mercure vis-à-vis de la moule *Mytilus edulis* L. *Chemosphere* . **9**: 725-728.
- Breittmayer, J.P. et Zsurger, N.V. (1983). Accumulation du mercure dans les organes de la moule: effets de la dose contaminante et de la taille des organismes. *Rev. Int. Océanogr. Méd.* **70-71**: 87-97.
- Browne, R.A. (1978). Growth, mortality, fecundity and productivity of four lake populations of the prosobranch snail, *Viviparus georgianus*. *Ecology*. **59(4)**: 742-750.
- Cairns, J. Jr., Heath, A.G. et Parker, B.C. (1975). The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiologia*. **47(1)**: 135-171.
- Cossa, D. (1989). A review of the use of *Mytilus spp.* as a quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanol. Acta*. **12(4)**: 417-432.
- Everaarts, J.M. (1990). Uptake and release of cadmium in various organs of the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **45**: 560-567.
- Fischer, H. (1986). Influence of temperature, salinity, and oxygen on the cadmium balance of mussels *Mytilus edulis* *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **32**: 265-278.
- Glasstone, S. et Lewis, D. (1965). *Elements of physical chemistry*. MacMillan and Comp. Ltd., London.

- Graney, R.L., Cherry, D.S. et Cairns, J. (1984). The influence of substrate, pH, diet and temperature upon cadmium accumulation in the asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in laboratory artificial streams. *Water Res.* **18(7)**: 833-842.
- Jackim, E., Morrison, G. et Steele, R. (1977). Effects of environmental factors on radiocadmium uptake by four species of marine bivalves. *Mar. Biol.* **40**: 303-308.
- McCuaig, J.M. et Green, R.H. (1983). Unionid growth curves derived from annual rings: A baseline model for long point source bay, Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40**: 436-442.
- Moriarty, F. (1983). *Ecotoxicology- The Study of Pollutants in Ecosystems*. Academic Press, London.
- Morris, J.G. (1974). *A biologist's physical chemistry*. 2nd ed. Edward Arnold (Publishers). London. 390 pp.
- Nalepa, T.F. et Gauvin, J.M. (1988). Distribution, abundance, and biomass of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.* **14(4)**: 411-419.
- Newman, M.C. et McIntosh, A.W. (1983). Lead elimination and size effects on accumulation by two freshwater gastropods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **12(1)**: 25-29.
- Regoli, F., Orlando, E., Mauri, M., Nigro, M. et Cognetti, G.A. (1991). Heavy metal accumulation and calcium content in the bivalve *Donacilla cornea*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **74**: 219-224.
- Smith, A.L., Green, R.H. et Lutz, A. (1975). Uptake of mercury by freshwater clams (Family Unionidae). *J. Fish. Res. Bd. Canada.* **32**: 1297-1303.

- Strayer, D.L., Cole, J.J., Likens, G.E., et Buso, D.C. (1981) Biomass and annual production of the freshwater mussel *Elliptio complanata* in an oligotrophic softwater lake. *Freshwater Biol.* **11**: 435-440.
- Thain, J.E. 1984. Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata* : acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure. *Mar. Environ. Res.* **12(4)**: 285-309.
- Van Der Spoel, S. 1958. Growth and age in two species of *Viviparus*. *Basteria.* **22**: 77-90.
- van Hattum, B., de Voogt, P., van den Bosch, L., van Staalén, N.M., Joosse, E.N.G. et Govers, H. (1989). Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* (L.) from aqueous and dietary sources. *Environ. Pollut.*, **62**, 129-151.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ,

**Etude de l'accumulation du cadmlum et du mercure dans
des mollusques d'eau douce en fonction de l'âge,
la concentration et le temps d'exposition**

RÉSUMÉ

Afin d'évaluer le potentiel de deux espèces de mollusques à titre d'indicateur biologique de la pollution par le Cd et le Hg dans les écosystèmes aquatiques, des études en laboratoire et en milieu naturel ont été réalisées sur le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* et le pélécyopde *Elliptio. complanata*. À partir de la régression linéaire multiple nous avons généré des modèles prédictifs de la concentration en Cd et en Hg pour chaque mollusque étudié, en fonction des données obtenues au laboratoire. La concentration métallique dans la fraction aqueuse, la longueur ou la hauteur des individus et le temps d'exposition ont été sélectionnés à titre de variables indépendantes. Les résultats démontrent que le gastéropode possède le meilleur potentiel de prédiction des niveaux de Cd et de Hg dans la fraction aqueuse. Les trois variables indépendantes expliquent respectivement à elles seules 72 et 83% de la variation des teneurs en Cd et en Hg. Le pélécyopde présente des coefficients de régression plus faibles pour les deux métaux étudiés, les trois variables indépendantes retenues expliquant seulement 50% de la variation des teneurs en Cd et 64% de la fluctuation des concentrations en Hg. Les postulats de chaque modèle ont été validés à partir d'une étude en milieu naturel. Le pourcentage de différence entre la concentration en Cd et en Hg prédite par le modèle et celle mesurée dans le mollusque est généralement plus faible chez le Viviparidae contrairement à l'Unionidae. Ainsi le gastéropode *V. georgianus* apparaît comme une espèce sentinelle performante pour suivre les variations de la teneur en Cd et en Hg dans le milieu aquatique.

INTRODUCTION

Les mollusques ont été largement utilisés pour suivre à court terme les variations des teneurs en métaux traces dans l'environnement aquatique (Greville et Morgan, 1989). La concentration de métaux lourds mesurée dans les tissus des mollusques est généralement corrélée avec celle observée dans l'environnement (Lobel *et al.*, 1991). Toutefois, il existe plusieurs facteurs physiologiques tels que le sexe, la taille, l'âge, le taux de croissance et la saison qui peuvent influencer le processus de bioaccumulation (Cossa, 1989; Hinch et Green, 1989; Lobel *et al.*, 1991). La majeure partie de la variabilité des concentrations tissulaires en métaux lourds est attribuée à l'âge des organismes (taille), à la concentration métallique dans la fraction aqueuse et au temps d'exposition (Davies et Pirie, 1978; Hinch et Stephenson, 1987; Cossa, 1989).

Les mollusques bivalves s'avèrent d'excellents indicateurs des conditions de pollution par les métaux lourds (Manly et George, 1977; Hemelraad *et al.*, 1986). Néanmoins, il existe peu d'informations disponibles sur la capacité de bioaccumulation des métaux toxiques dans les gastéropodes d'eau douce (Pip, 1992), particulièrement les gastéropodes de faible longévité.

L'objectif principal de cette étude est de comparer le potentiel du gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et du pélécyopode *Elliptio complanata* (Lightfoot) à titre d'indicateur biologique de la pollution par le cadmium et le mercure. La régression linéaire multiple a été utilisée pour vérifier l'importance relative de la taille des organismes, de la concentration métallique dans la fraction aqueuse et du temps d'exposition pour expliquer les variations des teneurs en Cd et en Hg dans les tissus des mollusques étudiés. Les modèles ont été élaborés en fonction des données obtenues en laboratoire, et la validation de ceux-ci a été réalisée à partir d'une étude en milieu naturel.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Lieu de récolte:

Les mollusques ont été prélevés dans le haut estuaire inférieur du fleuve Saint-Laurent, près de la municipalité de Deschambault (Québec, Canada), en zone littorale (Long. 71°59'05"; Lat. 46°37'28") durant l'été de 1991 et 1992. Sitôt prélevés, les mollusques étaient transférés et acclimatés à la température du laboratoire (16-18°C) dans un bassin d'élevage aéré pour une période variant de 2 à 5 semaines avec une photopériode correspondant à 16h de lumière et 8h d'obscurité.

Détermination des classes d'âge:

Avant de soumettre les mollusques aux différentes phases d'expérimentation, ceux-ci ont été regroupés en classes d'âge. Chez *E. complanata*, l'âge des individus a été déterminé à partir des anneaux de croissance que l'on retrouve sur la coquille (Nalepa et Gauvin, 1988). Le modèle de croissance de von Bertalanffy a été utilisé pour évaluer la courbe de croissance d'*E. complanata* (McCuaig et Green, 1983; Bailey et Green, 1988). À partir de cette courbe, trois classes d'âge ont été définies. Elles correspondent à des individus de petite (0-74 mm de longueur; 0-7 ans), moyenne (74-86 mm; 7-14 ans) et grande taille (86-98 mm; 14-20 ans). L'âge des spécimens chez le Viviparidae a été évalué à partir de la hauteur des individus (Van Der Spoel, 1958; Browne, 1978). Trois classes d'âge ont ainsi été définies, correspondant à des individus de 1 an (12-17 mm de hauteur), 2 ans (17-21 mm) et 3 ans (21-30 mm).

Nourriture et substances chimiques utilisées:

Le pélécyopode a été alimenté avec une culture d'algue cultivée en laboratoire. Essentiellement constituée de *Ceratium articulatum* et *Diatoma sp.*, cette culture a été fertilisée avec 2 ppm d'une solution de nitrate de sodium (NaNO₃) et de 4 ppm de phosphate de potassium (K₂PHO₄) telle que suggéré par Foe et Knight (1985), et exposée à la

lumière de façon constante. Pour sa part, le gastéropode a été nourri avec des épinards bouillis.

La présence de nourriture pouvant induire une augmentation du taux de filtration et par le fait même une élévation du taux d'absorption des métaux (Graney *et al.*, 1984; Hemelraad *et al.*, 1986), il est important de contrôler le support nutritionnel pour chaque aquarium. La détermination de la quantité d'aliment a été évaluée selon la concentration en chlorophylle a et b par spectrophotométrie. La concentration moyenne de chlorophylle a et b par aquarium était respectivement de 40 ppb et 20 ppb. Les mollusques étaient nourris seulement deux fois par semaine durant les expérimentations afin de réduire le plus efficacement possible l'augmentation de l'activité de filtration.

Les solutions utilisées pour la contamination de l'eau sont des standards certifiés (Fischer Co.) de chlorure de cadmium (CdCl_2) et le nitrate de mercure ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$).

Évaluation de la capacité d'accumulation des métaux:

Les moules (60 individus par classe d'âge) étaient placées séparément dans des aquariums de 80 L contenant de l'eau préalablement déchlorée. Les pélécy-podes étaient ensuite exposés à deux concentrations différentes en Cd et Hg soit 10 et 50 ppb. Avant le début des tests, les aquariums ont été exposés aux concentrations d'exposition afin de saturer les surfaces et ainsi réduire les phénomènes d'adsorption sur les parois durant les expériences (Thain, 1984). Un nombre équivalent de moules était déposé dans un aquarium non contaminé pour agir à titre de témoin. Les pélécy-podes ont eu 24h d'acclimatation à leur nouveau milieu avant le début des tests d'exposition.

Trois individus de chaque classe d'âge étaient retirés aux intervalles suivants; 0, 1, 2, 4, 8, 16, 32 et 60 jours. Les pélécy-podes ainsi recueillis étaient transférés 24h dans une eau propre déchlorée pour permettre d'épurer leur intestin et ainsi éviter que le contenu intestinal ne contribue pas à l'évaluation de la concentration en métaux

lourds (Graney *et al.*, 1984). Après cette manipulation, la chair était retirée de la coquille et congelée à -20°C pour fin d'analyse.

L'eau était méticuleusement changée aux deux jours afin de retirer les restes de nourritures, les fèces et pseudofèces et ajustée à la concentration nominale d'exposition. La concentration en Cd et en Hg était mesurée immédiatement avant le nettoyage des aquariums et 24h après. Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, oxygène dissous, potentiel d'oxydo-réduction, conductivité) ont été mesurés une fois la semaine à l'aide d'un hydrolab Surveyor II (modèle SVR2) et l'alcalinité avec une trousse de Hach.

Le gastéropode *V. georgianus* a été soumis au même protocole expérimental sauf en ce qui concerne le nombre d'individus à analyser. Les jeunes spécimens (classe d'âge 1) ont été analysés en groupe homogène (3 individus) afin d'obtenir suffisamment de tissus pour les analyses chimiques (Newman et McIntosh, 1983). Le poids sec moyen a été calculé pour chaque groupe homogène en divisant le poids total de l'échantillon par le nombre de gastéropode.

Réplicats:

Pour vérifier la reproductibilité des résultats, quatre réplicats, sélectionnés de façon aléatoire, ont été réalisés sur l'ensemble des expérimentations.

Etude en milieu naturel:

Dans le but de vérifier le postulat de chaque modèle, une étude en milieu naturel a été réalisée à l'aide d'une expérience de transplantation. Après un mois d'acclimatation en laboratoire, les mollusques ont été déposés dans des cages en acier inoxydable (50 cm X 50 cm X 20 cm) lesquelles étaient constituées de fibres (NITEX) de 0,1 mm de vide de mailles. Durant l'été de 1992, ces cages ont été placées respectivement à deux stations (2 cages/station) sur la rivière St-Maurice (Shawinigan, Québec, Canada), dans la zone littorale (72°45'30"W et 46°32'45"N) (Figure 1). Le choix de ces deux localités (A1 et A2) est basé sur l'étude de Berryman (1991) selon laquelle les concentrations

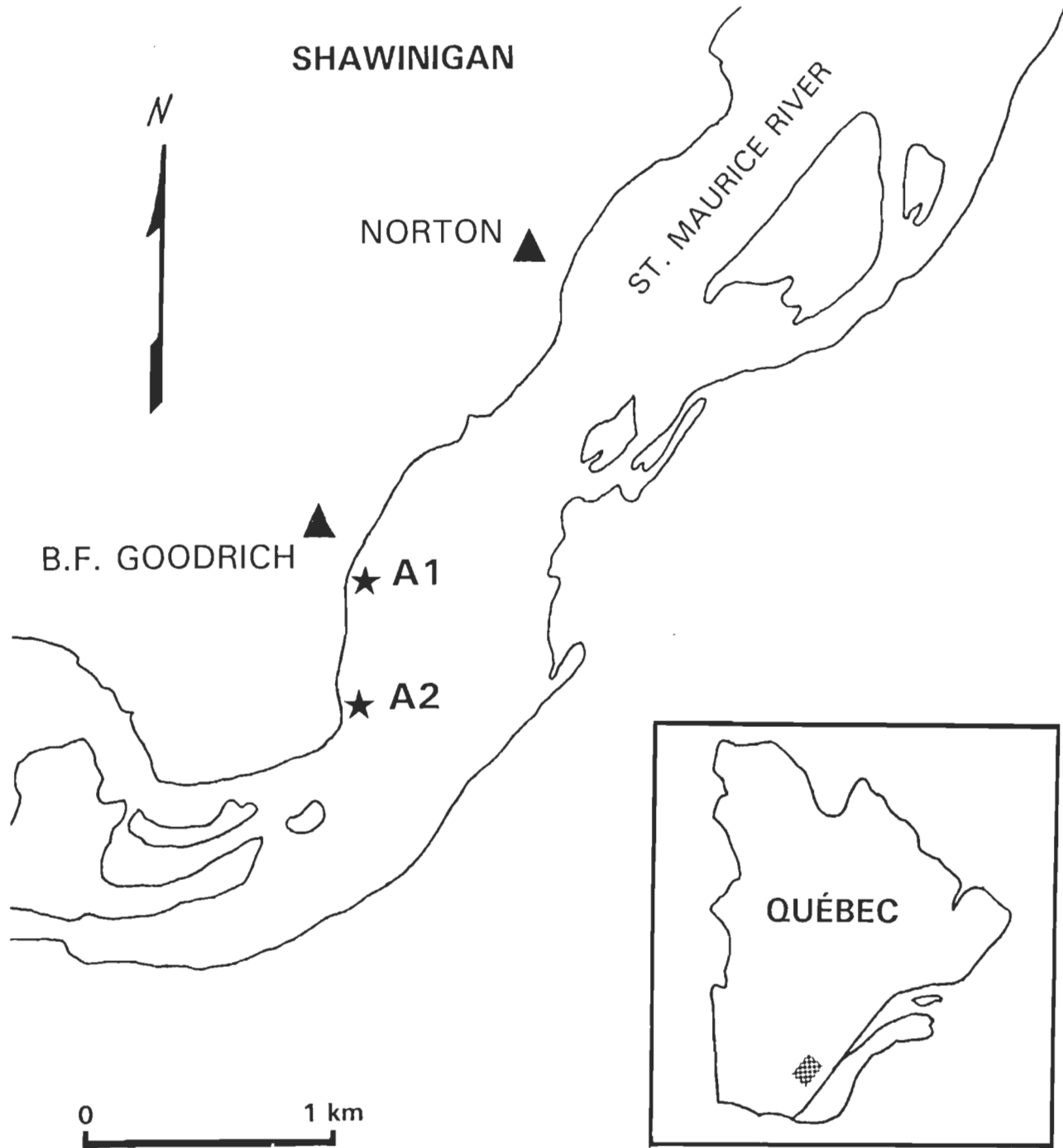


Figure 1.: Illustration de la zone d'étude sur la rivière St-Maurice (Shawinigan, Québec, Canada).

de Cd et de Hg dans des spécimens d'*Elliptio complanata*, transposés dans cette région, étaient relativement élevées. Chaque cage contenait 40 moules (entre 42 et 101 mm de longueur) et 40 prosobranches (entre 12 et 24 mm de hauteur). Les mollusques étaient ainsi exposés pendant 60 jours. Pour chaque cage, six pélécy-podes, six gastéropodes et des échantillons d'eau ont été récoltés à tous les dix jours. Au laboratoire, les mollusques échantillonnés étaient déposés dans une eau préalablement déchlorée pendant 24h pour permettre une dépurat-ion des intestins. Les échantillons d'eau ont été récoltés et analysés tel que décrit par Tessier *et al.* (1992). Les cages étaient suspendues dans la colonne d'eau à 0,5 m au dessus du sédiment.

Analyse des métaux lourds:

Les analyses de cadmium et de mercure ont été effectuées sur la chair des individus. Cette fraction a été séchée à 105°C pendant 12h (Newman et McIntosh, 1983) et digérée immédiatement par attaque à l'acide nitrique HNO₃-71% et à l'acide perchlorique HClO₄-70% (Breitmayer *et al.*, 1980; Breitmayer et Zsurger, 1983) et chauffée à 95°C pendant 2-3 heures selon la masse de l'échantillon. Les métaux ont été dosés en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique Varian AA-1275 (équipé d'un correcteur de bruit de fond au deutérium) avec flamme pour le Cd et à vapeur froide pour le Hg (APHA, 1989). La méthode des ajouts dosés a été appliquée pour éviter les effets de matrice (calibration). Des échantillons du mélange d'acide et des différents réactifs utilisés (blanc) ont été dosés fréquemment pour s'assurer du contrôle de la qualité des analyses. Environ 15% de répliquats ont été réalisés pour vérifier l'exactitude des résultats. Les limites de détections étaient de 0,6 ng•g⁻¹ pour le Cd et de 2,0 ng•⁻¹ pour le Hg (poids sec). Tout le matériel utilisé a été rincé pendant 24h avec une solution d'acide nitrique (HNO₃, 1N) et ensuite rincé 5 fois avec de l'eau déionisée.

Analyses statistiques:

La régression linéaire multiple pas à pas (stepwise) a été utilisée pour établir les différents modèles de prédiction. Les variables indépendantes retenues dans cette étude sont la concentration aqueuse en Cd et Hg (témoin: 0 ppb; 10 ppb et 50 ppb), le temps d'exposition (0 à 60 jours) et les dimensions de la coquille (longueur en mm pour le pélécy-pode et hauteur en mm pour le gastéropode), ces dernières indiquant de façon assez précise l'âge des individus (Browne, 1978; Strayer *et al.*, 1981). La concentration de Cd et Hg mesurée dans les tissus a été sélectionnée à titre de variable dépendante. Les trois variables indépendantes ont été incluses dans chaque modèle, et aucune variable n'a été forcée à entrer. Les modèles affichant un grand pouvoir de prédiction étaient caractérisés par la plus grande valeur de R^2 , combinée avec la plus faible valeur de l'erreur relative à la moyenne des carrés (MSE) associée à l'estimation (Lacasse et Magnan, 1992). L'analyse de variance (ANOVA) a été utilisée pour évaluer le niveau de signification de chaque modèle. La normalité et l'hypothèse de l'égalité des variances ont été vérifiées par l'examen de la distribution des résidus (Lobel *et al.*, 1991). Toutes les données ont été transformées en logarithme afin de réduire l'hétéroscédasticité et de normaliser les résidus. À propos de la procédure de validation des modèles, les valeurs des variables indépendantes (longueur ou hauteur, concentration dans l'eau, temps d'exposition), mesurées durant l'expérimentation dans la rivière St-Maurice, ont été intégrées dans chaque modèle. Des comparaisons ont été effectuées entre les concentrations en métaux prédites par le modèle et les valeurs mesurées dans les mollusques étudiés. La différence entre la valeur prédite et la valeur observée a été comparée à l'aide d'un test de t.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les valeurs moyennes et l'écart-type (S_x) des paramètres physico-chimiques mesurés pour les 60 jours d'expérimentation en laboratoire et sur le terrain sont présentés au Tableau 1. La physico-chimie de l'eau

TABLEAU 1.
Paramètres physico-chimiques mesurés dans l'eau des aquariums
et dans la rivière St-Maurice (Juillet-Août 1992).

	Laboratoire*	Rivière St. Maurice**
Température (°C)	17,1 (0,91)	22,2 (0,12) ^a
pH	6,7 (0,16)	6,3 (0,05)
Oxygène dissous (mg•L ⁻¹)	8,54 (0,68)	9,2 (0,41)
Oxygène dissous (%)	90,7 (5,5)	105,0 (10,2)
Alcalinité (mg CaCO ₃ •L ⁻¹)	54,2 (1,8)	30,6 (6,3)
Conductivité (μS•cm ⁻¹)	115,7 (25,4)	36,0 (5,0)
Potentiel Redox (volts)	0,373 (0,03)	0,254 (0,009)

a: Moyenne et écart-type entre parenthèses.

*Basé sur 8 échantillons

**Basé sur 7 échantillons

utilisée pour les différents tests s'apparente à celle du témoin. Les concentrations en Cd et Hg mesurées quotidiennement dans l'eau des aquariums durant la phase d'accumulation sont demeurées relativement stables au cours de l'expérimentation (ANOVA; $p > 0,05$). Le rapport poids sec/ longueur ou hauteur des individus n'a pas diminué pendant les 60 jours d'expérimentation (ANOVA; $p > 0,05$). Ces résultats indiquent qu'il n'y a pas eu de perte importante de poids durant les expérimentations, conséquence d'une diète d'algues et d'épinards bien équilibrée. Les concentrations de Cd et de Hg dans les mollusques étudiés sont statistiquement similaires (ANOVA; $p > 0,05$) entre les réplicats.

Les résultats des régressions linéaires multiples sont présentés au Tableau 2. L'analyse de variance (ANOVA) de chaque modèle est exposée au Tableau 3. Le gastéropode *V. georgianus* semble être l'indicateur le plus performant pour détecter les variations de la teneur en Cd et en Hg avec des valeurs de R^2 les plus élevées (71,9 pour le Cd et 82,7 pour le Hg) ainsi que des valeurs de l'erreur relative à la moyenne des carrés les plus faibles (0,061 pour le Cd et 0,050 pour le Hg). Toutefois, lorsque l'on compare le potentiel de prédiction entre les deux métaux, *V. georgianus* est plus sensible aux variations des concentrations en Hg dans la fraction aqueuse puisqu'il démontre le plus grand R^2 et la plus faible erreur relative à la moyenne des carrés. Les trois variables indépendantes sélectionnées dans cette étude expliquent respectivement 72 et 83% de la variabilité des niveaux de Cd et Hg à l'intérieur du gastéropode. Chez le pélécy-pode ces variables expliquent seulement 50 et 64% de la variations de la concentration en Cd et en Hg. L'erreur relative à la moyenne des carrés est plus faible pour le Cd (0,066) que pour le Hg (0,091). *V. georgianus* apparaît comme l'espèce la plus utile pour estimer les niveaux de contamination du Cd et du Hg dans la colonne d'eau, le pouvoir de prédiction des concentrations tissulaires étant plus élevé chez le gastéropode comparativement au pélécy-pode. Le faible coefficient de régression exhibé par la moule indique que d'autres variables importantes sont impliquées dans le processus de bioaccumulation. Le sexe des individus a été négligé dans cette étude. Gabbot et Bayne (1973) ont insisté sur le fait que l'accélération de la gamétogénèse chez *Mytilus edulis* était accompagnée d'une augmentation des besoins énergétiques, et

TABLEAU 2.

Modèles de prédictions des concentrations de Cd et de Hg chez le gastéropode *V. georgianus* et le pélécyopode *E. complanata*, générés en fonction des données de laboratoire.

Modèle	n	p>t	Sx	R ²	R ² aj.	R-Mult.	S _{xy}
<i>V. georgianus</i>							
log (µg Cd/g)	216			71,9	71,5	84,8	0,247
+ 5,028		0,0001	0,323				
+ 0,244 log (A+1)		0,0001	0,024	13,1			
+ 0,422 log (B+1)		0,0001	0,029	28,7			
- 3,81 log (C)		0,0001	0,254	30,1			
log (µg Hg/g)	216			82,7	82,5	91,0	0,224
+ 3,022		0,0001	0,275				
+ 0,528 log (A+1)		0,0001	0,022	46,7			
+ 0,430 log (B+1)		0,0001	0,026	21,5			
- 3,017 log (C)		0,0001	0,216	14,5			
<i>E. complanata</i>							
log (µg Cd/g)	216			50,0	49,3	70,7	0,258
+ 2,865		0,0001	0,564				
+ 0,287 log (A+1)		0,0001	0,025	31,1			
+ 0,232 log (B+1)		0,0001	0,030	13,7			
- 1,392 log (C)		0,0001	0,297	5,2			
log (µg Hg/g)	216			63,5	63,0	79,7	0,309
+ 1,695		0,015	0,689				
+ 0,428 log (A+1)		0,0001	0,030	35,6			
+ 0,433 log (B+1)		0,0001	0,036	24,5			
- 1,508 log (C)		0,0001	0,362	3,4			

p: probabilité associée à chaque variable indépendante

Sx: écart-type du coefficient

R²: coefficient de régression partiel associé avec chaque variable (calculé selon le coefficient de régression standardisé multiplié par le coefficient de corrélation entre la variable dépendante et cette variable indépendante (Lacasse et Magnan, 1992)).

R² aj: R² ajusté

R-mult.: R multiple

S_{xy}: écart-type de l'estimation

A: concentration métallique dans l'eau

B: temps d'exposition

C: longueur ou hauteur du mollusque

TABLEAU 3.
Analyse de la variance (ANOVA) pour chaque modèle de prédiction.

Espèce	Métal	Source	SC	DL	MC	F	p
<i>V. georgianus</i>	Cd	régression	33,08	3	11,03	180,7	0,0001
		erreur	12,94	212	0,061		
	Hg	régression	51,06	3	17,02	338,5	0,0001
		erreur	10,66	212	0,050		
<i>E. complanata</i>	Cd	régression	14,11	3	4,70	70,7	0,0001
		erreur	14,09	212	0,066		
	Hg	régression	35,09	3	11,70	122,8	0,0001
		erreur	20,18	212	0,095		

SC: Somme des carrés
DL: Degré de liberté
MC: Moyenne des carrés

consécutivement, d'une élévation du taux de filtration. Lobel *et al.* (1991) ont démontré que le sexe est une source appréciable de variabilité des concentrations en métaux lourds. Ce paramètre est probablement un facteur important à considérer chez les pélécyodes. La longueur de la moule est le paramètre qui explique le moins les variations des teneurs en Cd et Hg (R^2 partiel-Cd=5,2; R^2 partiel-Hg=3,4). Ce facteur est probablement inapproprié pour agir à titre de variable indépendante. Le rapport largeur/hauteur de la coquille pourrait être un meilleur indicateur de la croissance relative et de l'âge, et par le fait même détenir un potentiel de prédiction plus élevé pour décrire les variations des métaux traces dans les mollusques (Lobel *et al.*, 1991).

Afin de vérifier les postulats de nos modèles, une étude *in situ* a été réalisée dans une région polluée. La physico-chimie de l'eau des stations sélectionnées s'avère relativement proche de celle mesurée en laboratoire (Tableau 1), exceptée pour la température et la conductivité, lesquelles sont respectivement supérieures (22°C) et inférieures (36,0 μ S/cm) dans la rivière St-Maurice. Le pourcentage moyen de la différence entre la valeur prédite et la valeur observée chez *V. georgianus* est de $27,3 \pm 15,9$ pour le Cd et de $30,4 \pm 20,3$ pour le Hg. Chez *E. complanata* le pourcentage de différence est de $42,6 \pm 20,4$ pour le Cd et de $39,7 \pm 14,8$ pour le Hg. Les résultats d'un test de t réalisé sur les valeurs prédites et observées sont présentés au Tableau 4. Aucune différence significative n'a été observée entre la concentration en Cd prédite par le modèle et celle mesurée dans le gastéropode ($t=1,144$; $p>0,05$). Cependant, ces concentrations étaient statistiquement différentes dans le cas du mercure ($t=3,552$; $p<0,05$). Chez le pélécyode, les valeurs prédites et observées pour les deux métaux étudiés sont significativement différentes (Tableau 4; $p<0,05$). À cause d'un certain niveau de mortalité qui est survenu durant les 60 jours d'exposition, les degrés de liberté ne sont pas les mêmes entre les différents tests.

Selon l'ensemble des résultats obtenus, il apparaît que le prosobranch *V. georgianus* s'avère être le bioindicateur le plus fidèle pour détecter les niveaux de cadmium dans l'environnement. Ce postulat est validé par l'absence de différence significative entre les données *in vitro* et *in situ*. Dans le cas du mercure, le modèle est validé par 70%

TABLEAU 4.

Résultats des tests de t calculés entre la concentration de Cd et de Hg prédite par le modèle et celle mesurée dans les mollusques transplantés au niveau de la rivière St-Maurice.

Espèce	Métal	DL	test de t	p
<i>V. georgianus</i>	Cadmium	49	1,144	0,2584
	Mercure	34	3,552	0,011
<i>E. complanata</i>	Cadmium	62	10,948	0,0001
	Mercure	58	4,157	0,0001

DL: Degré de liberté

des données obtenues sur la rivière St-Maurice. En dépit d'un écart de 30%, le gastéropode peut être utilisé, avec un certain niveau de confiance, comme bon indicateur des teneurs en mercure dans la fraction aqueuse. Par ailleurs, chez le pélécy-pode *E. complanata*, seulement 57% du modèle est validé pour le Cd et 60% pour le Hg. Le coefficient de régression et l'erreur relative à la moyenne des carrés étant moins performant que ceux observés chez le gastéropode, le pourcentage d'écart devrait être plus prononcé. La présence d'autres métaux peut causer d'importantes interférences cationiques avec le Cd et le Hg. Des effets antagonistes ont été rapportés pour ces métaux. En présence de Ba, Cr, Fe, Mn et Zn, l'absorption du Cd est réduite dans la moule *Mercenaria mercenaria* (Robinson et Ryan, 1986). L'accumulation du Hg diminue lorsque la moule *Mytilus edulis* est exposée au Zn (Gutierrez-Galindo et Breittmayer, 1981). Il est probable que de telles interactions métalliques se sont produites à l'intérieur des moules exposées dans la rivière St-Maurice, provoquant du même coup une réduction des taux d'accumulation du Cd et du Hg. Ce phénomène pourrait expliquer partiellement le haut pourcentage de différence entre les valeurs prédites par le modèle et ceux observées chez les pélécy-podes. Les expériences *in vitro* et *in situ* ayant été réalisées dans des conditions physico-chimiques relativement semblables, l'application des résultats demeure sensiblement restreinte. Dans le contexte de futures recherches, il serait préférable de considérer les variations des paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, conductivité, oxygène dissous, etc...) et d'autres facteurs biotiques.

RÉFÉRENCES

- American Public Health Association (APHA) (1989). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 19^e Edition, APHA, Washington, D.C.
- Berryman, D. (1991). *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice*. Ministère de

l'environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau.
Envirodoq:910345; collection: QEN/QE 72/1. 74 pp.

- Breittmayer, J.P., Guido, R. et Tuncer, S. (1980). Effet du cadmium sur la toxicité du mercure vis-à-vis de la moule *Mytilus edulis* L. *Chemosphere.*, **9**, 725-728.
- Breittmayer, J.P. et Zsurger, N.V. (1983). Accumulation du mercure dans les organes de la moule: effets de la dose contaminante et de la taille des organismes. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **70-71**, 87-97.
- Browne, R.A. (1978). Growth, mortality, fecundity and productivity of four lake populations of the prosobranch snail, *Viviparus georgianus*. *Ecology.*, **59(4)**, 742-750
- Cossa, D. (1989). A review of the use of *Mytilus spp.* as a quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanol. Acta.*, **12(4)**, 417-432.
- Davies, I.M. et Pirie, J.M.. (1978). The mussels *Mytilus edulis* as bioassay organism for mercury seawater. *Mar. Pollut. Bull.*, **9**, 128-132.
- Foe, C. et Knight, A. (1985). The effect of phytoplankton and suspended sediment on the growth of *Corbicula fluminea* (Bivalvia). *Hydrobiologia.*, **127**, 105-115.
- Gabbot, P.A. et Bayne, B.L. (1973). Biochemical effects of temperature and nutritive stress on *Mytilus edulis* L. *J. mar. biol. Ass. UK.*, **53**, 269-286.
- Graney, R.L., Cherry, D.S. et Cairns, J. (1984). The influence of substrate, pH, diet and temperature upon cadmium accumulation in the asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in laboratory artificial streams. *Water Res.*, **18(7)**, 833-842.

- Greville, R.W. et Morgan, A.J. (1989). Concentrations of metals (Cu, Pb, Cd, Zn, Ca) in six species of British terrestrial gastropods near a disused lead and zinc mine. *J. Moll. Stud.*, **55**, 31-36.
- Gutierrez-Galindo, E.A. et Breittmayer, J.P. (1981). Effet du zinc sur l'accumulation du mercure par la moule *Mytilus edulis* (L). *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **63-64**, 97-102.
- Hemelraad, J., Holwerda, D.A. et Zandee, D.I. (1986). Cadmium kinetics in freshwater clams 1. The pattern of cadmium accumulation in *Anodonta cygnea*. *Arch Environ. Contam. Toxicol.*, **15(1)**, 1-7.
- Hinch, S.G. et Stephenson, L.A. (1987). Size- and age- specific patterns of trace metal concentrations in freshwater clams from an acid-sensitive and a circumneutral lake. *Can. J. Zool.*, **65**, 2436-2442.
- Hinch, S.G. et R.H. Green. (1989). The effects of source and destination on growth and metal uptake in freshwater clams reciprocally transplanted among south central Ontario lakes. *Can. J. Zool.*, **67**, 855-863.
- Lacasse, S. et Mignan, P. (1992). Biotic and abiotic determinants of the diet of Brook trout *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 1001-1009.
- Lobel, P.B., Bajdik, C.D., Belkhole, S.P., Jackson, S.E. et Longerich, H.P. (1991). Improved protocol for collecting mussel watch specimens taking into account sex, size, condition, shell shape, and chronological age. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **21**, 409-414.
- Manly, R. et George, O. (1977). The occurrence of some heavy metals in populations of freshwater mussel *Anodonta cygnea* (L.) from the river Thames. *Environ. Pollut.*, **14**, 139-154.

- Newman, M.C. et McIntosh, A.W. (1983). Lead elimination and size effects on accumulation by two freshwater gastropods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **12(1)**, 25-29.
- Pip, E. (1992). Cadmium, copper and lead in gastropods of the lower Nelson river system, Manitoba, Canada. *J. Moll. Stud.*, **58**, 199-205.
- Robinson, W.E. et Ryan, D.K. (1986). Metal interactions within the kidney, gill, and digestive gland on the hard clam *Mercenaria mercenaria*, following laboratory exposure to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **15(1)**, 23-30.
- Strayer, D.L., Cole, J.J., Likens, G.E. et Buso, D.C. (1981). Biomass and annual production of the freshwater mussel *Elliptio complanata* in an oligotrophic softwater lake. *Freshwater biol.*, **11**, 435-440.
- Tessier, L., Vaillancourt, G. et Pazdernik, L. (1992). Comparaison entre la capacité de bioaccumulation du mercure chez le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélécy-pode *Elliptio complanata* (Lightfoot) dans l'estuaire d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. *Water Poll. Res. J. Canada*, **27(4)**, 773-785.
- Thain, J.E. (1984). Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata* : acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure. *Mar. Environ. Res.*, **12(4)**, 285-309.

CONCLUSION GÉNÉRALE

D'après l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce projet de recherche, il apparaît que *Viviparus georgianus* pourrait s'avérer un indicateur biologique indéniable des conditions de pollution par le cadmium et le mercure. Plusieurs caractéristiques importantes ont été rapportées à l'intérieur des trois études présentées dans ce manuscrit, et permettent de soutenir cette hypothèse. En premier lieu, le gastéropode se distingue par son taux d'absorption rapide des métaux étudiés. Démontrant un facteur de bioconcentration théorique très élevé, celui-ci permet d'effectuer des mesures sans préconcentration, et les résultats relatifs à la contamination des sites sont plus faciles à interpréter lorsque l'organisme exhibe un facteur assez grand. Cette particularité lui confère un rôle essentiel à titre de bioindicateur sensible. Les patrons d'accumulation propres à chaque classe d'âge indiquent que la sélection d'un groupe d'individus pour les analyses chimiques est nécessaire. La taille du prosobranch (indicateur assez fidèle de l'âge) étant relativement facile à mesurer, la comparaison des niveaux de cadmium et mercure entre différentes stations apparaît moins perplexe.

Dans un second lieu, le Viviparidae se démarque par sa sensibilité particulière aux variations de la température dans le milieu ambiant. L'augmentation du taux d'absorption des métaux en fonction d'une élévation de la température nous permet de prédire les teneurs en cadmium et en mercure avec une certaine justesse. Toutefois, si on interprète les résultats dans une perspective cinétique, on s'aperçoit que cette sensibilité aux fluctuations de la température est identique entre les classes d'âge, l'énergie d'activation étant la même entre ces différentes classes. Il en ressort que le choix d'un groupe d'âge en particulier, pour suivre l'évolution des traces de cadmium et de mercure dans la fraction aqueuse en fonction des différentes saisons, est plus ou moins important puisque la réponse aux variations de la température est similaire peu importe l'âge des individus.

Finalement, en dernier lieu, le gastéropode se différencie par son grand pouvoir de prédiction des concentrations solubles de cadmium et de mercure dans l'environnement aquatique. Trois variables expliquent à

elles seules plus de 70% de la variabilité des quantités de cadmium et de mercure à l'intérieur du prosobranch, soient; la concentration métallique dans l'eau, le temps d'exposition et l'âge des organismes. Le potentiel de prédiction de ces variables peut être extrapolé en milieu naturel, cependant, l'interprétation des résultats demeure restreinte puisque les phénomènes de variations des paramètres physico-chimiques de l'eau et leurs effets sur la concentration de métaux lourds chez le gastéropode n'ont pas été étudiés.

Ce mollusque de faible longévité apparaît donc comme une espèce sentinelle utilisable pour suivre à court terme les changements des teneurs en cadmium et en mercure au niveau de la colonne d'eau.

Par ailleurs, le pélécy-pode *Elliptio complanata* manifeste un certain potentiel pour prédire les niveaux de contamination du milieu aquatique par le cadmium et le mercure. Néanmoins ce potentiel est plutôt restreint, contrairement à ce qui est rapporté dans la littérature. Les taux d'absorption et les facteurs de bioconcentration sont relativement faibles chez l'Unionidae, comparativement au Viviparidae. La température ne produit pas le même effet entre les différentes classes d'âge du pélécy-pode. On a décelé chez les individus très âgés que l'accumulation du cadmium et du mercure est contrôlée par des processus d'origine physique. Finalement le pouvoir de prédiction des concentrations des métaux étudiés est sensiblement limité. Les trois variables indépendantes sélectionnées expliquant au plus 64% de la variabilité des teneurs en cadmium et en mercure. D'autres paramètres semblent impliqués dans le processus de bioaccumulation des métaux lourds chez la moule.

Le choix d'une espèce filtreuse tel que la moule *Elliptio complanata* serait plutôt favorable pour suivre l'évolution à long terme des concentrations de cadmium et de mercure solubles dans l'eau. Caractérisée par une grande longévité, cette espèce est apte à nous renseigner sur les quantités passées et présentes du cadmium et du mercure dans le milieu aquatique.

Dans le cadre de futures recherches, il serait préférable de travailler sur une plus grande période de temps, ce qui nous permettrait d'établir avec certitude les niveaux réels des états d'équilibre. L'ajout de quelques températures d'exposition favoriserait une prédiction plus juste

de l'énergie d'activation, pour chaque classe d'âge. Il serait très important d'intégrer les phénomènes de variations des paramètres physico-chimiques de l'eau à l'intérieur des modèles de prédiction. Cette procédure nous permettant d'obtenir des résultats plus représentatifs du milieu naturel.

Finalement, en dernier lieu, il est important de mentionner qu'il s'agit d'une étude menée en laboratoire, laquelle précise la cinétique du cadmium et du mercure et ses variables. Les résultats de l'étude mériteraient d'être ajustés *in situ* dans une recherche ultérieure, ensuite, l'applicabilité du bioindicateur *Viviparus georgianus* pourrait être vérifiée dans des réseaux actuels de suivi des substances toxiques.

Par ailleurs, le choix des formes de spéciation chimique des deux métaux lourds étudiés est très discutable. En effet, l'interprétation des résultats est restreinte aux formes inorganiques de cadmium et de mercure. Dans le cadre d'un projet similaire, il serait pertinent d'évaluer la cinétique des formes organiques des métaux étudiés, plus particulièrement le méthylmercure, lequel se retrouve à des concentrations très appréciables dans le milieu aquatique. Ce volet compléterait l'évaluation de la performance du gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* à titre de bioindicateur de la pollution par le cadmium et le mercure.